

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

AURÉLIO LOURENÇO RODRIGUES

**DINÂMICA DEMOGRÁFICA, CRESCIMENTO E SIMULAÇÕES DE MANEJO EM
REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**

CURITIBA

2016

AURÉLIO LOURENÇO RODRIGUES

**DINÂMICA DEMOGRÁFICA, CRESCIMENTO E SIMULAÇÕES DE MANEJO EM
REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para à obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta
Coorientadores: Dra. Patrícia Póvoa de Mattos
Dr. Evaldo Muñoz Braz

CURITIBA

2016

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Rodrigues, Aurélio Lourenço

Dinâmica demográfica, crescimento e simulações de manejo em remanescente de floresta ombrófila mista / Aurélio Lourenço Rodrigues. – Curitiba, 2016.
148 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta

Coorientadores: Prof.^a Dr.^a Patrícia Póvoa de Mattos

Prof. Dr. Evaldo Muñoz Braz

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 28/03/2016.
Área de concentração: Manejo Florestal.

1. Dinâmica de vegetação. 2. Florestas – Medição. 3. Florestas – Paraná. 4. Árvores – Crescimento. 5. Manejo florestal. 6. Teses. I. Sanquetta, Carlos Roberto. II. Mattos, Patrícia Póvoa de. III. Braz, Evaldo Muñoz. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.182.2

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Tese de Doutorado de **AURÉLIO LOURENÇO RODRIGUES**, intitulada: "**DINÂMICA DEMOGRÁFICA, CRESCIMENTO E SIMULAÇÕES DE MANEJO EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**", após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO.

Curitiba, 28 de Março de 2016.



Prof CARLOS ROBERTO SANQUETTA (UFPR)
(Presidente da Banca Examinadora)



Prof AFONSO FIGUEIREDO FILHO (UFPR)



Prof ANA PAULA DALLA CORTE (UFPR)



Prof LUCIANO FARINHA WATZLAWICK (UNICENTRO)



Prof YEDA MARIA MALHEIROS DE OLIVEIRA (EMBRAPA)



À minha família, de sangue e de afeto.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta, pelo total apoio, liberdade e contribuições valiosas ao desenvolvimento deste trabalho, pela confiança e credibilidade a mim depositada e pelas inúmeras oportunidades proporcionadas.

À minha coorientadora, Dra. Patrícia Póvoa de Mattos, pelas valiosas contribuições e sugestões a este trabalho, pela paciência e compreensão nos momentos de “sumiço”, pelos ensinamentos sobre dendrocronologia e pelos agradáveis e frutíferos momentos de conversa.

Ao meu coorientador, Dr. Evaldo Muñoz Braz, por reforçar minhas crenças no manejo florestal sustentável, por todas as sugestões e contribuições a este trabalho e pelas diversas discussões sobre florestas, sociedade e cultura.

À prof. Dra Ana Paula Dalla Corte pelo exemplo de dedicação à vida acadêmica, pelo apoio, confiança e diversas oportunidades proporcionadas.

Ao meu pai Aldori e à minha mãe Iloete pelo apoio incondicional nessa já longa jornada, pela compreensão nos momentos de ausência, pelo exemplo de luta e superação e pela inspiração. Aos meus avós, em especial à “vó” Auza e ao “vô” Eurico, que saíram em tempos difíceis do conforto de sua terra para “dar estudo” às suas filhas, o que certamente motivou este passo.

Aos amigos, que fizeram desta jornada não somente um período de crescimento profissional, mas também de crescimento pessoal. À Jaçanan F. E. Milani pela convivência agradável e quase diária ao longo desses quatro anos, pelos inúmeros conselhos e momentos de descontração. À Dagma Kratz, pelos anos de boa vizinhança e caminhadas no “botânico”. À Rafaella A. Curto pelos diversos momentos compartilhados na Embrapa, pelo exemplo de perseverança e esperança. À Fernanda S. Mendes pelo apoio e momentos divididos no primeiro ano do doutorado e pelo exemplo de superação. Vocês são como irmãs!

Aos amigos do Biofix, Francelo Mognon, Tauane G. Barreto, Alexandre Behling, Greyce C. B. Maas, Sergio Costa, Vinícius M. Coutinho, Mateus N. I. Sanquetta, Guilherme C. Cadori, Marieli S. Ruza, Bruna N. V. Schiavo, Angela M. H. Klein, Myrcia Minatti, Deivison V. Souza, Veruza C. Mendonça e aos professores José Henrique Pedrosa-Macedo e Allan Libânio Pellisari pela amizade, apoio nas diversas atividades desenvolvidas e pelo conhecimento e momentos de descontração compartilhados.

Aos amigos Manoela Mendes, Lineia R. Zen, Jaqueline Valerius, Tomaz L. Santos, Victor Hugo Ferreira Andrade e Francisco Higushi por todos os momentos repartidos e por mostrarem que não há barreiras de áreas de pesquisa e regiões de origem à verdadeira amizade.

Aos amigos do Laboratório de Manejo Florestal, em especial ao Ângelo Ebling, Rodrigo O. V. Miranda, Sintia V. Koheler, e Hassan D. Camil pelo cafezinho de sempre onde muitas ideias e discussões construtivas surgiram.

Aos amigos da Embrapa Florestas Aline Canetti, Vitor D. Domene e Jonatas Gueller, pela companhia e por todo o apoio no desenvolvimento das atividades

Aos professores Sebastião do Amaral Machado, Sylvio Péllico Netto, Afonso Figueiredo Filho, Julio Eduardo Arce, Christopher Thomaz Blum, Franklin Galvão e Carlos Velloso Roderjan pelo exemplo de dedicação à ciência florestal, pelos ensinamentos e lições que certamente levarei para o resto da vida.

Ao Dhyone Schinemann por todo apoio e companheirismo ao longo de toda essa jornada.

Às Indústrias Pizzatto, por possibilitar o desenvolvimento deste trabalho com dados de suas áreas e por fornecer os discos de araucária utilizados neste estudo.

À Universidade Federal do Paraná e ao programa de pós-graduação em engenharia florestal pela honra de estudar na instituição de ensino florestal mais antiga do país e que tantas conquistas proporcionou à ciência florestal no Brasil.

À Embrapa Florestas, pela oportunidade de realizar o estágio de doutorado.

À Capes e ao CNPq pela bolsa de estudos.

Meus sinceros agradecimentos a todos que contribuíram com o desenvolvimento deste trabalho.

Obrigado!

Araucária

*Nasci forte e altiva,
Solitária.
Ascendo em linha reta
- Uma coluna verde-escura
No verde cambiante da campina.
Estendo braços hirtos e serenos*

*Não há na minha fronte
Nem veludos quentes de folhas
Nem risos vermelhos de flores,
Nem vinhos estoantes de perfumes.
Só há o odor agreste da resina
E o sabor primitivo dos frutos.*

*Espalmo a taça verde no infinito.
Embalo o sono dos ninhos
Ocultos em meus espinhos,
Na silente nudez do meu isolamento.*

Helena Kolody

“O morador do planalto quando viaja para outras terras, ao retornar e divisar as primeiras silhuetas da araucária no horizonte, percebe que chegou em sua casa. Esta é sua pátria sentimental, onde tem suas raízes. O viajante ao penetrar no território do planalto sul brasileiro percebe logo que se encontra neste território específico, tão característica é esta árvore, um verdadeiro epônimo do sul.”

Clarissa Maria Grezzana Basso

RESUMO

A situação de fragilidade a que está sujeita a Floresta Ombrófila Mista (FOM) e a araucária demandam o aprofundamento do conhecimento sobre seus aspectos demográficos e de crescimento para subsidiar estratégias de manejo sustentável de tais recursos, que pode consistir em ferramenta imprescindível à conservação. Esta tese teve como objetivo geral determinar os padrões de recrutamento, mortalidade e crescimento em remanescentes de FOM no extremo sul paranaense, com destaque para as populações de araucária, e apresentar estratégia para o manejo sustentável e otimizado da espécie. O alvo deste estudo consiste em remanescentes de FOM localizados no município de General Carneiro, extremo sul do estado do Paraná. No local, foram instaladas oito unidades permanentes de 1 ha cada em 1999, em que todos os indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito (dap) ≥ 10 cm são mensurados anualmente, contabilizando-se também mortalidade e recrutamento. O trabalho está dividido em quatro capítulos, que tratam respectivamente dos seguintes temas: dinâmica demográfica, com enfoque sobre a mortalidade e recrutamento da comunidade arbórea e araucária; dinâmica do crescimento e projeções da estrutura diamétrica da floresta por meio de modelos otimizados; análise de padrões de crescimento em araucárias centenárias, com base na dendrocronologia; e simulações de manejo da araucária, visando à obtenção de estrutura diamétrica otimizada que maximize a produção ao fim de um ciclo de corte por meio de desbastes iniciais. De modo geral, as taxas de recrutamento, seja da comunidade arbórea ou da araucária, foram superiores às de mortalidade. Observou-se tendência de efeito direto da densidade da floresta sobre as taxas de mortalidade e efeito inverso sobre o recrutamento. A precipitação apresentou relação inversa ao recrutamento, indicando maior ocorrência desse processo em períodos de menor umidade. A mortalidade foi inversamente relacionada à Razão de Umidade, indicando maior sensibilidade dos indivíduos a períodos secos. Não foi observada relação entre variáveis meteorológicas e os processos dinâmicos da araucária. Em relação ao incremento diamétrico da comunidade e da araucária observou-se que esse tende a ser maior em locais menos estocados, com padrão assimétrico, em que árvores de maior porte crescem a uma taxa maior. Os modelos gerados foram capazes de representar apropriadamente os processos dinâmicos de incremento e sobrevivência da comunidade e da araucária, podendo ser utilizados satisfatoriamente para a projeção da estrutura da floresta. A análise dos padrões de crescimento em araucárias, com base em 16 discos da base de indivíduos da espécie, revelou que o incremento apresenta relação inversa com o tamanho dos indivíduos até as classes intermediárias, estabilizando-se nas maiores classes e aumentando na última classe, possivelmente em razão dos indivíduos avaliados não terem atingido ainda o valor assintótico. A araucária apresenta autocorrelação temporal no crescimento, ou seja, indivíduos superiores tendem a apresentar maior crescimento desde as classes iniciais e esse padrão de crescimento tende a ser mantido ao longo do tempo. Em relação à otimização das estruturas diamétricas de araucária, as simulações indicaram que a aplicação de desbastes iniciais otimizados foi o método que proporcionou o maior incremento volumétrico ao longo dos dois ciclos de corte, maximizando o Valor Presente Líquido (VPL) da produção volumétrica. Estratégias de manejo florestal sustentável são necessárias para favorecer a conservação dos remanescentes florestais e da araucária.

Palavras-chave: araucária, dinâmica florestal, incremento, modelagem, otimização.

ABSTRACT

The situation of fragility which Araucaria Forest (FOM) and araucaria populations have been subject requires a deeper understanding of their demographics and growth patterns to support sustainable management strategies of these resources, which may consist of an essential conservation tool. This thesis aimed to determine the patterns of recruitment, mortality and growth in FOM remnants, especially in populations of araucaria, in the Southern Paraná, and present a strategy for sustainable and optimized management of the species. The study was performed in FOM remnants in the municipality of General Carneiro, Paraná state, where eight permanent sample plots of 1 ha each were installed in 1999, where all trees with diameter at breast height (dbh) ≥ 10 cm are measured annually, also counting mortality and recruitment. This work is divided into four chapters, dealing respectively with the following topics: demographic dynamics, focusing on mortality and recruitment of tree community and araucaria; growth dynamics and projections of diameter distribution of forest through optimized individual models; growth patterns analysis of centenary araucarias, based on dendrochronology; and management simulations for araucaria in order to obtain an optimal diameter structure that maximizes the production at the end of a cutting cycle through initial thinning. Overall, recruitment rates, whether of the tree community or araucaria, were higher than mortality. There was direct effect trend of forest density on mortality rates and reverse effect on recruitment. Precipitation showed an inverse relation to recruitment, indicating higher rates of this process in lower humidity periods. Mortality was inversely related to humidity ratio, indicating higher sensitivity of individuals to dry periods. No relationship was found between meteorological variables and the dynamic processes of araucaria. Regarding the diametric increment of the community and the araucaria, was noted that this tends to be higher in less stocked places, with asymmetric pattern, in which larger trees grow at a higher rate. Individual models generated were able to represent properly the dynamic processes of increment and survival of the community and the araucaria, which can be used satisfactorily for the projection of the forest structure. Analysis of growth patterns in centenary araucarias revealed that the increment has an inverse relation to the size of individuals up to the intermediate classes, stabilizing in larger classes and increasing in the last class, possibly because the individuals have not reached yet their asymptotic value. Araucaria presents temporal autocorrelation in growth, i.e., superior individuals tend to have higher growth from the initial classes and this growth pattern tends to be maintained over time. Regarding the optimization of the diameter structure of araucaria, simulations showed that the application of optimized initial thinning was the method that provided the greatest volume increase over the two cutting cycles, maximizing net present value (NPV) of the volumetric production. Sustainable forest management strategies are required for the conservancy of forest remnants and araucaria populations.

Keywords: araucaria, forest dynamics, increment, modeling, optimization.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO 1

- FIGURA 1.1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO NO MUNICÍPIO DE GENERAL CARNEIRO, EXTREMO SUL DO ESTADO DO PARANÁ.....28
- FIGURA 1.2 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DE POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA NAS PARCELAS 3 (a) E 5 (b), ONDE AS TAXAS DE MORTALIDADE SUPERAM AS DE RECRUTAMENTO.....41
- FIGURA 1.3 - DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DOS DADOS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO DA COMUNIDADE ARBÓREA, COM BASE EM 8 UNIDADES AMOSTRAIS E 14 ANOS DE MONITORAMENTO E FUNÇÕES PROBABILÍSTICAS AJUSTADAS.....43
- FIGURA 1.4 - COMPORTAMENTO DA TAXA DE RECRUTAMENTO (%.ANO⁻¹) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM FUNÇÃO DA PRECIPITAÇÃO ANUAL ACUMULADA. LINHAS SEGMENTADAS INDICAM O INTERVALO DE CONFIANÇA A 95%.....45
- FIGURA 1.5 - RELAÇÃO ENTRE RECRUTAMENTO (R) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E PRECIPITAÇÃO ANUAL ACUMULADA (Prec) NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....46
- FIGURA 1.6 - COMPORTAMENTO DA TAXA DE MORTALIDADE (%.ANO⁻¹) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM FUNÇÃO DA RAZÃO DE UMIDADE (RU - ADIMENSIONAL). LINHAS SEGMENTADAS INDICAM O INTERVALO DE CONFIANÇA A 95%.....48
- FIGURA 1.7 - RELAÇÃO ENTRE MORTALIDADE DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E RAZÃO DE UMIDADE (RU) NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....49
- FIGURA 1.8 - DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DOS DADOS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO DE ARAUCÁRIA E FUNÇÕES PROBABILÍSTICAS AJUSTADAS.....50

CAPÍTULO 2

- FIGURA 2.1 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) EM DAP E g (MÉDIA INDIVIDUAL) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, POR CLASSE DIAMÉTRICA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....73
- FIGURA 2.2 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) DA ARAUCÁRIA EM DAP E g (MÉDIA INDIVIDUAL) POR CLASSE DIAMÉTRICA.....75
- FIGURA 2.3. MODELAGEM DA SOBREVIVÊNCIA EM FUNÇÃO DO DIÂMETRO CONSIDERANDO TODOS OS INDIVÍDUOS DA FLORESTA (a) EM FUNÇÃO DA BAL PARA A ARAUCÁRIA (b).....77
- FIGURA 2.4 - DISPERSÃO DO RECRUTAMENTO E MODELAGEM EM FUNÇÃO DA ÁREA BASAL PARA A COMUNIDADE ARBÓREA (a) E PARA POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA (b) EM PERÍODOS DE 4 ANOS.....78

FIGURA 2.5 - INCREMENTO PERIÓDICO (4 ANOS) DA COMUNIDADE ARBÓREA E POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA EM FUNÇÃO DE BAL, EM REMANESCENTES DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA.....	80
--	----

CAPÍTULO 3

FIGURA 3.1 - FUNÇÕES DE CRESCIMENTO AJUSTADAS PARA DESCREVER O DIÂMETRO DE ARAUCÁRIA COM BASE NA IDADE. DADOS EM DISPERSÃO INDICAM VALORES OBSERVADOS E LINHA CONTÍNUA INDICA A FUNÇÃO AJUSTADA.....	99
FIGURA 3.2 - FUNÇÃO DE RICHARDS PARA O CRESCIMENTO DIAMÉTRICO DE ARAUCÁRIAS CENTENÁRIAS ESTRATIFICADA EM DUAS CLASSES.....	101
FIGURA 3.3 - TEMPO DE PASSAGEM DOS GRUPOS DE ARAUCÁRIA.....	102
FIGURA 3.4 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL MÉDIO DE ARAUCÁRIA COM BASE EM DADOS DE PARCELAS PERMANENTES (PARCELAS) E ANÉIS DE CRESCIMENTO (CENTENÁRIAS).....	104
FIGURA 3.5 - CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON ENTRE O INCREMENTO ATUAL E INCREMENTO FUTURO DE ARAUCÁRIA EM DIFERENTES LAGS TEMPORAIS PARA INDIVÍDUOS ESTRATIFICADOS EM DUAS CLASSES DE CRESCIMENTO E PARA O CONJUNTO TOTAL DE INDIVÍDUOS.....	107

CAPÍTULO 4

FIGURA 4.1 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA (a) E VOLUMÉTRICA (b) (MÉDIA DA FLORESTA) REMANESCENTE, REMOVIDA E FUTURA (F20) DE ARAUCÁRIA APÓS UM CICLO DE 20 ANOS PÓS-INTERVENÇÃO SIMULADA.....	122
FIGURA 4.2 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA (MÉDIA) REMANESCENTE, REMOVIDA E FUTURA (F20) DA FLORESTA APÓS UM CICLO DE 20 ANOS PÓS-INTERVENÇÃO SIMULADA.....	124
FIGURA 4.3 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DAS PARCELAS. DESTAQUE PARA DIFERENTES DENSIDADES INICIAIS E DENSIDADES SIMILARES NAS MAIORES CLASSES.....	125
FIGURA 4.4 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA E VOLUMÉTRICA (PARCELAS 3 E 6) REMANESCENTE, REMOVIDA E FUTURA DE ARAUCÁRIA APÓS UM CICLO DE 20 ANOS (F20) PÓS INTERVENÇÃO SIMULADA. PARCELA 3: a, c; PARCELA 6: b, d.....	126
FIGURA 4.5 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA E VOLUMÉTRICA (PARCELAS 4 E 5) REMANESCENTE, REMOVIDA E FUTURA DE ARAUCÁRIA APÓS UM CICLO DE 20 ANOS (F20), PÓS INTERVENÇÃO SIMULADA.....	128
FIGURA 4.6 - NÚMERO DE INDIVÍDUOS ATUAIS, REMOVIDOS E FUTUROS DE ACORDO COM MÉTODO DE MANEJO. a) DIÂMETRO MÍNIMO DE 30 CM; b) DIÂMETRO MÍNIMO DE 40 CM; c) DIÂMETRO MÍNIMO DE 50 CM; d) DESBASTES.....	133
FIGURA 4.7 - ÁREA BASAL CRÍTICA (a), ÓTIMA (b) E MÁXIMA (c) DA FLORESTA VISANDO A MAXIMIZAÇÃO DO INCREMENTO VOLUMÉTRICO DE ARAUCÁRIA.....	135

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABELA 1.1 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS PARCELAS AMOSTRADAS (ANO DE 2013).....	29
TABELA 1.2 - TAXAS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO (% ANO ⁻¹) PARA AS PARCELAS E TESTE DE POISSON EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....	33
TABELA 1.3 - TAXAS DE GANHO (Ga), PERDAS (P) E TAXA DE REPOSIÇÃO (T) EM ÁREA BASAL (G) PARA AS PARCELAS AVALIADAS NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....	34
TABELA 1.4 - TAXAS DE MORTALIDADE (%.ANO ⁻¹) POR CLASSE DIAMÉTRICA (CM) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....	36
TABELA 1.5 - TAXAS DE MORTALIDADE, RECRUTAMENTO E DE REPOSIÇÃO (% ANO ⁻¹) POR ESPÉCIES DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....	37
TABELA 1.6 - TAXAS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO (%.ANO ⁻¹) DE POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....	39
TABELA 1.7 - TAXAS DE GANHO (Ga), PERDAS (P) E TAXA DE REPOSIÇÃO (T) EM ÁREA BASAL (G) DE POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....	40
TABELA 1.8 - TAXAS DE MORTALIDADE (% ANO ⁻¹) DE POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA POR CLASSE DIAMÉTRICA EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....	41
TABELA 1.9 - TESTE DA QUALIDADE DO AJUSTE DA DISTRIBUIÇÃO DE POISSON (DP) E DISTRIBUIÇÃO BINOMIAL NEGATIVA (DBN) A DADOS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO DA COMUNIDADE ARBÓREA.....	42
TABELA 1.10 - TESTE DA QUALIDADE DO AJUSTE DA DISTRIBUIÇÃO DE POISSON (DP) E DISTRIBUIÇÃO BINOMIAL NEGATIVA (DBN) A DADOS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO DE ARAUCÁRIA.....	49

CAPÍTULO 2

TABELA 2.1 - MODELOS DE SOBREVIVÊNCIA, RECRUTAMENTO E INCREMENTO PARA A COMUNIDADE ARBÓREA E PARA ARAUCÁRIA.....	66
TABELA 2.2 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) EM DIÂMETRO (DAP) E ÁREA BASAL (G) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM PARCELAS PERMANENTES.....	71
TABELA 2.3 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) EM DAP DE ARAUCÁRIA EM PARCELAS PERMANENTES EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NO EXTREMO SUL PARANAENSE, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....	74

TABELA 2.4 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) EM G DE ARAUCÁRIA POR PARCELAS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NO EXTREMO SUL PARANAENSE, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.....	75
TABELA 2.5 - COEFICIENTES DOS MODELOS DE SOBREVIVÊNCIA, RECRUTAMENTO E INCREMENTO, AJUSTADOS PARA A FLORESTA E PARA ARAUCÁRIA.....	77
TABELA 2.6 - DADOS REAIS E ESTIMATIVAS GERADAS PELO MÉTODO DA OTIMIZAÇÃO DOS MODELOS E RAZÃO DE MOVIMENTAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA PARA OS ANOS DE 2005, 2009 E 2013.....	81
TABELA 2.7 - QUADRADO MÉDIO DAS DIFERENÇAS POR CLASSE DIAMÉTRICA, SOMA DOS QUADRADOS E RAIZ DO ERRO MÉDIO QUADRÁTICO PARA OS MÉTODOS DE PROJEÇÃO E ANOS AVALIADOS.....	81
TABELA 2.8 - DADOS REAIS E ESTIMATIVAS GERADAS PELO MÉTODO DA OTIMIZAÇÃO DOS MODELOS E RAZÃO DE MOVIMENTAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DE ARAUCÁRIA EM UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA PARA OS ANOS DE 2005, 2009 E 2013.....	82
TABELA 2.9 - QUADRADO MÉDIO DAS DIFERENÇAS POR CLASSE DIAMÉTRICA, SOMA DOS QUADRADOS E RAIZ DO ERRO MÉDIO QUADRÁTICO PARA OS MÉTODOS DE PROJEÇÃO E ANOS AVALIADOS PARA ARAUCÁRIA.....	83
TABELA 2.10 - ESTATÍSTICAS DE VALIDAÇÃO DO MODELO DE PROJEÇÃO DA ESTRUTURA DIAMÉTRICA PARA A FLORESTA E PARA A ARAUCÁRIA.....	84

CAPÍTULO 3

TABELA 3.1 - CARACTERÍSTICAS DENDROMÉTRICAS DOS INDIVÍDUOS DE ARAUCÁRIA AMOSTRADOS.....	94
TABELA 3.2 - FUNÇÕES DE CRESCIMENTO TEÓRICAS SIGMOIDES TESTADAS PARA DESCREVER O CRESCIMENTO DIAMÉTRICO DE ARAUCÁRIA EM FUNÇÃO DA IDADE.....	95
TABELA 3.3 - ESTATÍSTICAS DO AJUSTE DE SEIS FUNÇÕES DE CRESCIMENTO PARA O DIÂMETRO DE ARAUCÁRIA EM FUNÇÃO DA IDADE.....	98
TABELA 3.4 - ESTATÍSTICAS DO AJUSTE DA FUNÇÃO DE RICHARDS PARA DUAS CLASSES DE INCREMENTO DE ARAUCÁRIAS CENTENÁRIAS.....	100
TABELA 3.5 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL MÉDIO POR CLASSE DIAMÉTRICA DE ARAUCÁRIAS CENTENÁRIAS.....	103
TABELA 3.6 - ESTATÍSTICAS DO AJUSTE DE MODELO DE REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA PARA ESTIMATIVA DO INCREMENTO FUTURO DE ARAUCÁRIA EM FUNÇÃO DO DIÂMETRO ATUAL (D) E INCREMENTO ATUAL (IC).....	106
TABELA 3.7 - CORRELAÇÃO DE PEARSON PARA O INCREMENTO DE ARAUCÁRIA DE CLASSES DIAMÉTRICAS SUCESSIVAS.....	108

CAPÍTULO 4

TABELA 4.1 - VALOR PRESENTE LÍQUIDO DA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA DE ARAUCÁRIA CONSIDERANDO DIFERENTES TAXAS DE JUROS E DIÂMETROS MÍNIMOS, COM BASE NAS RECEITAS ATUAIS OBTIDAS POR MEIO DE DESBASTE SIMULADO E RECEITAS AO FIM DO CICLO DE 20 ANOS COM BASE NA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA EXCEDENTE À REMANESCENTE.....	123
TABELA 4.2 - VALOR PRESENTE LÍQUIDO DA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA DE ARAUCÁRIA, CONSIDERANDO DIFERENTES TAXAS DE JUROS E DIÂMETROS MÍNIMOS, COM BASE NA ESTRUTURA DAS PARCELAS 3 E 6 APÓS UM CICLO DE 20 ANOS, PÓS DESBASTE SIMULADO.....	127
TABELA 4.3 - VALOR PRESENTE DA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA DE ARAUCÁRIA CONSIDERANDO DIFERENTES TAXAS DE JUROS E DIÂMETROS MÍNIMOS, COM BASE NA ESTRUTURA DAS PARCELAS 4 E 5 APÓS UM CICLO DE 20 E 40 ANOS, RESPECTIVAMENTE, PÓS DESBASTE SIMULADO.....	129
TABELA 4.4 - DADOS COMPARATIVOS ENTRE O CORTE SELETIVO ACIMA DE DIFERENTES DIÂMETROS MÍNIMOS E O DESBASTE OTIMIZADO.....	131

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	15
REFERÊNCIAS	20
CAPÍTULO 1 - DINÂMICA DEMOGRÁFICA E SUAS RELAÇÕES COM O CLIMA NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA	23
RESUMO	23
ABSTRACT	24
1 INTRODUÇÃO	25
2 MATERIAL E MÉTODOS	27
2.1 Área de estudo e coleta dos dados	27
2.2 Monitoramento da mortalidade e recrutamento	29
2.3 Modelagem do recrutamento e mortalidade	31
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
3.1 Mortalidade e Recrutamento – Floresta	33
3.2 Mortalidade e Recrutamento – Araucária	38
3.3 Modelagem do Recrutamento e Mortalidade – Floresta	42
3.4 Modelagem do Recrutamento e Mortalidade – Araucária	49
4 CONCLUSÕES	52
REFERÊNCIAS	53
CAPÍTULO 2 - INCREMENTO E PROJEÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA POR MEIO DE MODELOS OTIMIZADOS	60
RESUMO	60
ABSTRACT	61
1 INTRODUÇÃO	62
2 MATERIAL E MÉTODOS	64
2.1 Avaliação do incremento arbóreo	64
2.2 Desenvolvimento de submodelos	65
2.3 Projeção da estrutura diamétrica	66
2.4 Otimização dos modelos	67
2.5 Avaliação e validação do modelo de projeção	69
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
3.1 Análise do Incremento - Comunidade	71
3.2 Análise do Incremento - Araucária	73

3.3 Modelagem da sobrevivência, recrutamento e incremento	76
3.4 Modelagem da projeção diamétrica	80
3.5 Validação dos modelos de projeção	83
4 CONCLUSÕES	85
REFERÊNCIAS	86
CAPÍTULO 3 - PADRÕES DE CRESCIMENTO DE ARAUCÁRIAS CENTENÁRIAS	90
RESUMO	90
ABSTRACT	91
1 INTRODUÇÃO	92
2 MATERIAL E MÉTODOS	94
2.1 Coleta dos dados	94
2.2 Análise do crescimento e tempo de passagem	94
2.3 Análise do incremento por classe diamétrica	96
2.4 Análise da autocorrelação temporal do crescimento	96
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	98
3.1 Análise do Crescimento	98
3.2 Tempo de passagem	101
3.3 Análise do incremento	103
3.4 Análise da autocorrelação do incremento	106
4 CONCLUSÕES	109
REFERÊNCIAS	110
CAPÍTULO 4 - ESTRUTURA DIAMÉTRICA OTIMIZADA DE POPULAÇÕES NATIVAS DE ARAUCÁRIA VISANDO SEU MANEJO SUSTENTÁVEL	114
RESUMO	114
ABSTRACT	115
1 INTRODUÇÃO	116
2 MATERIAL E MÉTODOS	119
2.1 Área de estudo	119
2.2 Projeções da estrutura diamétrica e simulações de desbastes	119
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	122
3.1 Simulação de desbastes iniciais	122
3.2 Comparação entre métodos de manejo	131
4 CONCLUSÕES	137
REFERÊNCIAS	138
CONCLUSÕES GERAIS E RECOMENDAÇÕES	144

INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Ombrófila Mista (FOM), ou Floresta com Araucária, consiste na tipologia vegetal predominante no Planalto Sul brasileiro, sendo caracterizada florísticamente pela presença de gêneros primitivos de *Drymis* e *Araucaria*, de origem australásica, e do gênero *Podocarpus*, de origem afro-asiática (IBGE, 2012). A FOM é a principal floresta brasileira presente nas latitudes sul de 18 a 30°, em altitudes acima de 500 m sobre o nível do mar, ocorrendo especialmente nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, com incursões até regiões a leste do Paraguai e nordeste da Argentina (SOUZA et al., 2012). Nessa tipologia, a araucária (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze) é a espécie arbórea de maior expressão, com elevada abundância, grandes dimensões e estrutura de copa única (NARVAES et al., 2005). A presença natural da espécie define os limites dessa unidade fitogeográfica (KERSTEN et al., 2015).

A distribuição da FOM no sul do Brasil teve início a partir do Holoceno, após o fim da última Era Glacial (IRIARTE; BEHLING, 2007). Durante a última glaciação, que marca o período Pleistoceno, a vegetação campestre era dominante no planalto, estando a araucária presente apenas em vales profundos e protegidos. Em meados do Holoceno os campos ainda eram predominantes, embora com algumas alterações florísticas que indicam um clima mais quente e seco (BEHLING, 1997).

Por volta de 4480 a 1410 anos antes do presente (ap), o clima na região passou por alterações, com maior aporte de umidade, favorecendo então a expansão da FOM a partir dos vales e corpos d'água, que consistiam em seus refúgios. Tais condições permitiram que há cerca de 4480 anos ap a floresta passasse a ocupar partes do Rio Grande do Sul, onde se encontram os registros mais antigos de sua expansão (BEHLING et al., 2004), seguida pelos registros de Santa Catarina, onde a expansão passou a ocorrer há cerca de 3760 ap (BEHLING, 1995; LEDRU et al., 1998), e finalmente no Paraná, por volta de 2980 ap (BEHLING, 1997). Por fim, entre 1410 e 900 anos ap, as condições climáticas consolidaram-se, com precipitação abundante e bem distribuída, assemelhando-se às características atuais, favorecendo ainda mais a substituição gradual da vegetação campestre pela FOM (IRIARTE; BEHLING, 2007) e marcando o planalto com a fisionomia florestal.

A FOM e a araucária constituem-se então em elementos de importância única no planalto sul brasileiro. Porém, sua significância não reside apenas no aspecto

fisionômico da paisagem, mas também no âmbito antropológico e social. Investigações arqueológicas no domínio da FOM revelaram a utilização da espécie, com destaque às suas sementes (pinhões), por populações indígenas presentes na região há 6000 anos (BASSO, 2010). Outros estudos atribuem ainda a distribuição da araucária na região à presença das populações indígenas, que teriam atuado como agentes dispersores da espécie, favorecendo sua expansão a partir dos refúgios do Pleistoceno (BITTENCOURT; KRAUSPENHAR, 2006; REIS et al., 2014).

As relações Homem-Floresta passaram a se intensificar no período do Brasil Imperial, com o início do ciclo da erva-mate, que marca o começo dos processos de intervenções mais intensas na FOM (HAUER, 2010). Seguindo o ciclo da erva-mate, a floresta apresentou expressiva importância no histórico de ocupação da região sul pelos colonizadores, que encontraram inicialmente na araucária a matéria-prima adequada à construção de suas casas, instalações e fonte de alimento (BASSO, 2010). A partir do fim do século XIX, a exploração da araucária passou a se intensificar, atingindo seu auge no período de 1950 a 1970, com expressivo desenvolvimento do mercado de madeira serrada, tanto para atender a demanda interna quanto a externa (PIRES, 2003), levando a espécie a representar o principal produto brasileiro de exportação, correspondendo a 90% de toda a madeira exportada pelo país (MEDEIROS et al., 2005).

A década de 1970 marca o esgotamento das florestas com araucária (CARVALHO; NODARI, 2008), levando o setor madeireiro, que vinha sendo uma das atividades econômicas de maior destaque na região sul, a entrar em declínio (SANQUETTA; MATTEI, 2006). Dentre as razões atribuídas à exaustão das florestas com araucária e fim do ciclo madeireiro baseado na espécie, destaca-se a falta de uma política forte e efetiva de reflorestamento, que pudesse ter reduzido o grau de devastação das florestas, e ainda que pudesse ser capaz de dotar a economia sulista de mecanismos de auto-sustentabilidade econômica e ecológica (CABRAL; CESCO, 2008). Além disso, à época as explorações não eram definidas visando garantias de ciclos futuros, mas visavam atender apenas a demanda presente, o que comprometeu a sustentabilidade.

O conjunto de fatores envolvendo o avanço da colonização no sul do Brasil, expansão de áreas para a agricultura, desenvolvimento urbano e exploração predatória da araucária, associados à falta de políticas públicas direcionadas à sustentabilidade no uso dos recursos florestais, levou a FOM a um intenso processo

de redução de sua cobertura e alta fragmentação. Estimativas feitas em 2001 apontam que o total de remanescentes da tipologia representava cerca de 25% de sua cobertura original, sendo que 11% compreendem formações em estágio inicial, 12% compreendem florestas em estágio médio de sucessão e 1,3% compreendem remanescentes em estágio avançado (SANQUETTA; MATTEI, 2006). Estimativas mais recentes apontam para um total de 32,62% de área remanescente de Floresta Ombrófila Mista em relação à sua cobertura original (ACCIOLY, 2013). Considerando o total de remanescentes florestais, 79% consistem em pequenos fragmentos (< 50 ha), localizados majoritariamente em propriedades privadas, enquanto 3,1% do total de remanescentes encontram-se em áreas protegidas (RIBEIRO et al., 2009).

A soma desses elementos leva a FOM a ser considerada como um dos ecossistemas mais ameaçados do Brasil e a araucária, em função da redução de cerca de 80% de sua população, encontra-se classificada como uma espécie em perigo de extinção (MARTINELLI; MORAES, 2013). Diante desse cenário de ameaças, medidas legais passaram a ser estabelecidas desde o fim do século XX, visando coibir a exploração florestal no Bioma Mata Atlântica, incluindo a FOM, uma vez que até meados da década de 1980 não existiam grandes restrições à exploração indiscriminada de espécies florestais, incluindo a araucária (BASSO, 2010). Dentre os principais instrumentos legais criados estão os Decretos nº 99.547 de 1990 e o decreto nº 750 de 1993, que coíbem o corte de vegetação nativa da Mata Atlântica. Por fim, destaca-se a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 278 de 2001, que suspende as autorizações para corte ou exploração de espécies ameaçadas de extinção na Mata Atlântica, situação que se aplica à araucária.

Contudo, apensar de tais iniciativas legais visarem a proteção dos remanescentes florestais, reconhece-se que somente medidas proibitivas à exploração florestal e, ainda, a impossibilidade da prática de manejo sustentável, igualmente coibido pela legislação, não são suficientes para garantir a conservação dos remanescentes florestais e da araucária (SANQUETTA, 1999; ROSOT, 2007), pois tais medidas promovem a desvalorização dos recursos florestais, gerando desinteresse por parte dos proprietários rurais em conservá-los (NUTTO, 2001). Essa conjuntura torna-se especialmente importante no estado do Paraná, onde cerca de 62% das propriedades rurais encontram-se no domínio da FOM (PIRES,

2003). Portanto, a valoração dos recursos florestais por meio de seu manejo, além de proporcionar benefícios socioeconômicos ao gerar renda ao proprietário rural, favorece também sua conservação.

Para que haja subsídios técnicos consistentes para o desenvolvimento de estratégias, legislação e de políticas públicas favoráveis ao manejo sustentável na FOM, existe a necessidade da condução de estudos apropriados e de longo prazo nos remanescentes florestais, visando evidenciar os principais padrões da comunidade arbórea e das populações de araucária, especialmente no que se refere à dinâmica demográfica e crescimento em condições nativas.

No âmbito vegetal, a demografia se ocupa dos estudos quantitativos e dinâmicos referentes às populações de plantas (OGDEN, 1985). Dentre os parâmetros demográficos em florestas, o recrutamento e a mortalidade assumem especial importância, pois sintetizam o desempenho dos indivíduos de uma população (FLORES et al., 2014) e influenciam os demais processos dinâmicos e estruturais da floresta (LEWIS et al., 2004).

O crescimento em florestas representa o aumento no tamanho de indivíduos ou populações por unidade de tempo (BURKHART; TOMÉ, 2012). A importância do crescimento está na sua capacidade de determinar a estrutura e a biomassa florestal (COOMES; ALLEN, 2007), sendo fundamental a sua compreensão para o sucesso do manejo florestal (LEONI et al., 2011), pois é a partir do crescimento que se derivam as informações sobre a produção das florestas (PRETZSCH, 2009).

Na maioria das florestas naturais, as variáveis mortalidade (ou sobrevivência), recrutamento e crescimento consistem nos principais elementos da dinâmica florestal e devem ser consideradas no desenvolvimento de modelos para fins de manejo (VANCLAY, 1994). A modelagem conjunta dessas variáveis permite a simulação de estratégias de manejo, possibilitando a predição de consequências financeiras e ecológicas sobre as populações remanescentes após distúrbios ou intervenções, mesmo na ausência de experimentos específicos que introduzam tais alterações na floresta (PRETZSCH, 2009).

Na FOM, em função das restrições legais ao manejo da araucária, até mesmo experimentos que visem gerar informações sobre tratamentos silviculturais e técnicas de exploração são geralmente dificultados, impedindo avanços no estado-da-arte do tema. Porém, estudos que visem subsidiar a tomada de decisão referente à utilização sustentável dos recursos florestais no domínio da FOM são

imprescindíveis, dada a importância ecológica e econômica dessa tipologia. Portanto, a simulação de intervenções sobre a floresta, visando avaliar a sua dinâmica e capacidade produtiva, é atualmente a ferramenta mais adequada para gerar informações apropriadas ao manejo florestal na FOM.

Visando atender as principais demandas aqui apresentadas, esta tese teve como objetivo principal estabelecer estratégia de manejo otimizado de populações de araucária em remanescentes de FOM, com base em estudos de longo prazo da dinâmica demográfica e do crescimento.

Este trabalho está dividido em quatro capítulos, abordando os seguintes temas:

- Capítulo 1: Dinâmica demográfica e suas relações com o clima na floresta com araucária;
- Capítulo 2: Incremento e projeção da distribuição diamétrica em remanescente de floresta com araucária por meio de modelos otimizados;
- Capítulo 3: Padrões de crescimento de araucárias centenárias;
- Capítulo 4: Estrutura diamétrica otimizada de populações nativas de araucária visando seu manejo sustentável.

REFERÊNCIAS

ACCIOLY, P. **Mapeamento dos remanescentes vegetais arbóreos do estado do Paraná e elaboração de um sistema de informações geográficas para fins de análise ambiental do estado**. 127 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, 2013.

BASSO, C. M. G. A araucária e a paisagem do planalto sul brasileiro. **Revista de Direito Público**, v. 5, n. 2, p.1-11, 2010.

BEHLING, H. Investigations into the Late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (SC Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany**, v. 4, p.127–152, 1995.

BEHLING, H. Late Quaternary vegetation, climate and fire history of the Araucaria forest and campos region from Serra Campos Gerais, Paraná State (South Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 97, n. 1–2, p. 109-121, 1997.

BEHLING, H.; PILLAR, V. D.; ORLÓCI, L.; BAUERMANN, S. G. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 203, n. 3–4, p. 277-297, 2004.

BITENCOURT, A. L. V.; KRAUSPENHAR, P. M. Possible prehistoric anthropogenic effect on *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze expansion during the late Holocene. **Revista Brasileira de Paleontologia**, v. 9, n. 1, p. 109-116, 2006.

BRASIL. **Resolução CONAMA n. 278** Diário Oficial da União de 18 de Julho de 2001.

CABRAL, D. C.; CESCO, S. Notas para uma história da exploração madeireira na Mata Atlântica do Sul-Sudeste. **Ambiente e Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 33-48, 2008.

CARVALHO, M. M. X.; NODARI, E. S. As origens da indústria madeireira e do desmatamento da floresta de araucária no médio vale do Iguaçu, (1884-1920). **Cadernos do CEOM**, v. 21, n. 29, p.63-81, 2008.

COOMES, D. A.; ALLEN, R. B. Effects of size, competition and altitude on tree growth. **Journal of Ecology**, v. 95, p. 1084-1097, 2007.

FLORES, O.; HÉRAULT, B.; DELCAMP, M.; GARNIER, E.; GOURLET-FLEURY, S. Functional traits help predict post-disturbance demography of tropical trees. **Plos One**, v. 9, n. 9, p. e10522, 2014.

HAUER, M. As Florestas no Paraná: um Processo de Involução. In. SONDA, C.; TRAUZYNSKI, S. C. **Reforma Agrária e Meio Ambiente**: teoria e prática no estado do Paraná. Curitiba: ITCG, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 274p.

IRIARTE, J., BEHLING, H. The expansion of *Araucaria* forest in the southern Brazilian highlands during the last 4000 years and its implications for the development of the Taquara/Itararé Tradition. **Environmental Archeology**, v. 12, p.115–127, 2007.

KERSTEN, R. A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V. **Fitossociologia no Brasil**, v. 2, 2015. p.156-182.

LEDRU, M.P., SALGADO-LABOURIAU, M.L., LORSCHETTER, M.L. Vegetation dynamics in southern and central Brazil during the last 10,000 yr BP. **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 99, p. 131–142, 1998.

LEONI, J. M.; FONSECA JÚNIOR, S. F. F.; SCHONGART, J. Growth and population structure of the tree species *Malouetia tamaquarina* (Aubl.) (Apocynaceae) in the central Amazonian floodplain forests and their implication for management. **Forest Ecology and Management**, v. 261, Pages 62-67, 2011.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.) Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 359, p. 421–436, 2004.

MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100p.

MEDEIROS, J. D.; SAVI, M. BRITO, B. F. A. Seleção de áreas para criação de unidades de conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Biotemas**, v. 18, n. 2, p.33-50, 2005.

NARVAES, I.S.; BRENA, D. A.; LONGHI, S. J. Estrutura da regeneração natural em floresta ombrófila mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**, v. 15, p. 331–342, 2005.

NUTTO, L. Manejo do crescimento diamétrica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Baseado na árvore individual. **Ciência Florestal**, v. 11, p. 9-25, 2001.

OGDEN, J. An introduction to plant demography with special reference to New Zealand trees. **New Zealand Journal of Botany**, v. 23, n. 4, p. 751-772, 1985.

PIRES, P. T. L.; **Alternativas políticas e jurídicas para a gestão das florestas de araucária no estado do Paraná**. 206 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, 2003.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield**. München: Springer, 2009. 664p.

REIS, M. S.; LADIO, A.; PERONI, N. Landscapes with araucaria in South America: evidence for a cultural dimension. **Ecology and Society**, v. 19, n. 2, p.43-57, 2014.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p.1141-1153, 2009.

ROSOT, M. A. D. Manejo florestal de uso múltiplo: uma alternativa contra a extinção da Floresta com Araucária? **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 55, p. 75-85, 2007.

SANQUETTA, C. R. ARAUSIS: Sistema de simulação para manejo sustentável de florestas de Araucária. **Floresta**, v. 29, n. 12, 1999.

SANQUETTA, C. R.; MATTEI, E. **Perspectivas de recuperação e manejo sustentável das Florestas de Araucária**. Curitiba: Multigraph, 2006. 264p.

SOUZA, A. F.; CORTEZ, L. S. R.; LONGHI, S. J. Native forest management in subtropical South America: long-term effects of logging and multiple-use on forest structure and diversity. **Biodiversity Conservation**, v. 21, p. 1953-1969, 2012.

VANCLAY, J. K. **Modeling forest growth and yield**. Copenhagen: Cab. International, 1994. 312p.

CAPÍTULO 1 - DINÂMICA DEMOGRÁFICA E SUAS RELAÇÕES COM O CLIMA NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA

RESUMO

Os processos demográficos da comunidade arbórea, como o recrutamento e a mortalidade dos indivíduos, são fatores de grande influência sobre os demais eventos dinâmicos e estruturais das florestas. Neste capítulo o objetivo foi avaliar as taxas de recrutamento e mortalidade em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista no extremo sul paranaense, com enfoque para toda a comunidade arbórea e para as populações de araucária. Os dados são oriundos de oito unidades amostrais permanentes, de 1 ha cada, instaladas em 1999 e monitoradas anualmente. Taxas de mortalidade e recrutamento, bem como taxas de ganho e perdas em área basal, foram obtidas para as parcelas e espécies arbóreas. As taxas de mortalidade e recrutamento foram modeladas em função de variáveis meteorológicas por meio de regressão binomial negativa para a comunidade e por meio de modelos inflacionados de zero para a araucária. Os resultados indicaram que não há equilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento, seja nas parcelas ou nas espécies. De modo geral as taxas de recrutamento tendem a ser significativamente superiores às de mortalidade. Das oito parcelas avaliadas, apenas duas tiveram mortalidade superior ao recrutamento. Das trinta e sete espécies avaliadas, apenas 5 tiveram taxas de mortalidade significativamente superior à de recrutamento, sendo essas pioneiras e não pioneiras. O grau de ocupação dos ambientes exerce influência direta sobre a mortalidade e influência inversa sobre o recrutamento, seja para toda a comunidade ou para a araucária. A modelagem do recrutamento e mortalidade indica influência significativa de variáveis meteorológicas sobre esses processos na comunidade. A precipitação apresentou relação inversa ao recrutamento, indicando maior ocorrência desse processo em períodos de menor umidade. A mortalidade foi inversamente relacionada à Razão de Umidade, indicando maior sensibilidade dos indivíduos a períodos secos. Não foi observada relação entre variáveis meteorológicas e os processos dinâmicos da araucária.

Palavras-chave: mortalidade, recrutamento, modelagem, variáveis meteorológicas.

ABSTRACT

The demographic processes of tree community, such as recruitment and mortality of individuals, are the most influential factors on the other dynamic and structural events of forests. In this chapter it was aimed the evaluation of the recruitment and mortality rates in Araucaria Forest remnants in Southern Paraná, with a focus on the entire tree community and on populations of araucaria. Data are from eight permanent sample plots of 1 ha each, installed in 1999 and monitored annually. Mortality and recruitment, as well as gain and loss rates of basal area were obtained for plots and tree species. Mortality and recruitment rates were modeled as a function of meteorological variables using negative binomial regression to the community and through zero-inflated models to araucaria. Results indicated that there is no balance between mortality rates and recruitment, either in the plots or species. In general recruitment rates tend to be significantly higher than mortality. Of the eight evaluated plots, only two had higher mortality recruitment. Of the thirty-seven species studied, only 5 had significantly higher mortality rates than recruitment, comprising pioneers and non-pioneers species. The degree of occupation of the environment has a direct influence on mortality and reverse influence on the recruitment, either to the community or to araucaria. The modeling of recruitment and mortality indicates significant influence of meteorological variables on these processes in the community. Precipitation showed an inverse relation to recruitment, indicating higher occurrence of this process in lower humidity periods. Mortality was inversely related to humidity ratio, indicating higher sensitivity of individuals to dry periods. No relationship was found between meteorological variables and the dynamic processes of araucaria.

Keywords: mortality, recruitment, modeling, meteorological variables.

1 INTRODUÇÃO

Os processos demográficos da comunidade arbórea, como o recrutamento e a mortalidade dos indivíduos, são fatores de grande influência sobre os demais eventos dinâmicos e estruturais das florestas (LEWIS et al., 2004). Tal importância requer que a dinâmica demográfica em comunidades florestais seja bem compreendida, tanto para fins ecológicos, quanto para o manejo.

A mortalidade é um importante fator de mudanças nos ecossistemas, pois promove aumento na disponibilidade de recursos aos indivíduos remanescentes (FRANKLIN et al., 1987). Pode ocorrer de forma intensa, em função de eventos catastróficos, ou de forma regular, em função de processos crônicos (EID; TUHUS, 2001; ACKER et al., 2015). Considerando que a mortalidade é precursora de qualquer mudança estrutural e funcional em ecossistemas florestais, sua quantificação, bem como a compreensão dos processos que a desencadeiam, é essencial diante das mudanças ambientais em nível global observadas atualmente (DAS et al., 2011).

O recrutamento é entendido como a entrada de novos indivíduos à população, ou como o número de indivíduos que atingem um determinado limite de inclusão em um determinado período de tempo (LEXERØD; EID, 2005; BRAVO et al., 2008). Esse processo pode ser compreendido como um complemento da mortalidade do ponto de vista sucessional, uma vez que a combinação desses dois elementos determina se o número de árvores em uma floresta está crescendo, decrescendo, ou se é estável, ou ainda se a composição de espécies está mudando (PHILLIPS et al., 2004).

O recrutamento é resultado da produção e dispersão de sementes e sucesso no estabelecimento de plântulas. Portanto, as taxas de recrutamento contemplam implicitamente vários estágios da regeneração, como fecundidade das árvores matrizes, sobrevivência das sementes, germinação e predação de plântulas e competição, podendo indicar se as condições necessárias ao processo de sucessão natural estão sendo atendidas (KOHLER; HUTH, 2007; YANG; HUANG, 2015). A taxa de recrutamento de uma espécie constitui-se, portanto, na manifestação de sua fecundidade, do crescimento e sobrevivência de indivíduos jovens na população (SWAINE et al., 1987).

Além de serem influenciados por fatores intrínsecos à ecologia dos ecossistemas florestais, é reconhecido que variações meteorológicas também exercem efeito sobre componentes da dinâmica demográfica, como o recrutamento (EHLE; BAKER, 2003; LENTILE et al. 2005; SHEPPERD et al. 2006; SHERRIFF; VEBLEN 2006; SCHOENNAGEL et al. 2011; MEUNIER et al. 2014) e a mortalidade (SALA et al., 2010; GALIANO et al., 2011; McDOWELL et al., 2011a; McDOWELL, 2011b; PLAUT et al., 2012). Portanto, é essencial compreender o efeito de tais variações, especialmente no cenário atual de mudanças ambientais. Nesse sentido, a quantificação do efeito do clima sobre a dinâmica demográfica em florestas proporciona estimativas da sensibilidade desses ecossistemas às mudanças climáticas atuais (CLARK et al., 2011).

Neste capítulo o objetivo foi avaliar as taxas de recrutamento e mortalidade em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista no Extremo Sul Paranaense. Adicionalmente, esses processos demográficos foram modelados em função de variáveis meteorológicas. Conduziu-se uma análise geral para toda a comunidade arbórea e uma análise individualizada para a população de araucária (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntz). As seguintes hipóteses foram testadas:

- Há equilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento, seja para parcelas ou espécies;
- A mortalidade e recrutamento são influenciados por características estruturais da floresta;
- Há influência significativa de variáveis meteorológicas sobre a mortalidade e recrutamento, seja para a comunidade ou para a araucária.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO E COLETA DOS DADOS

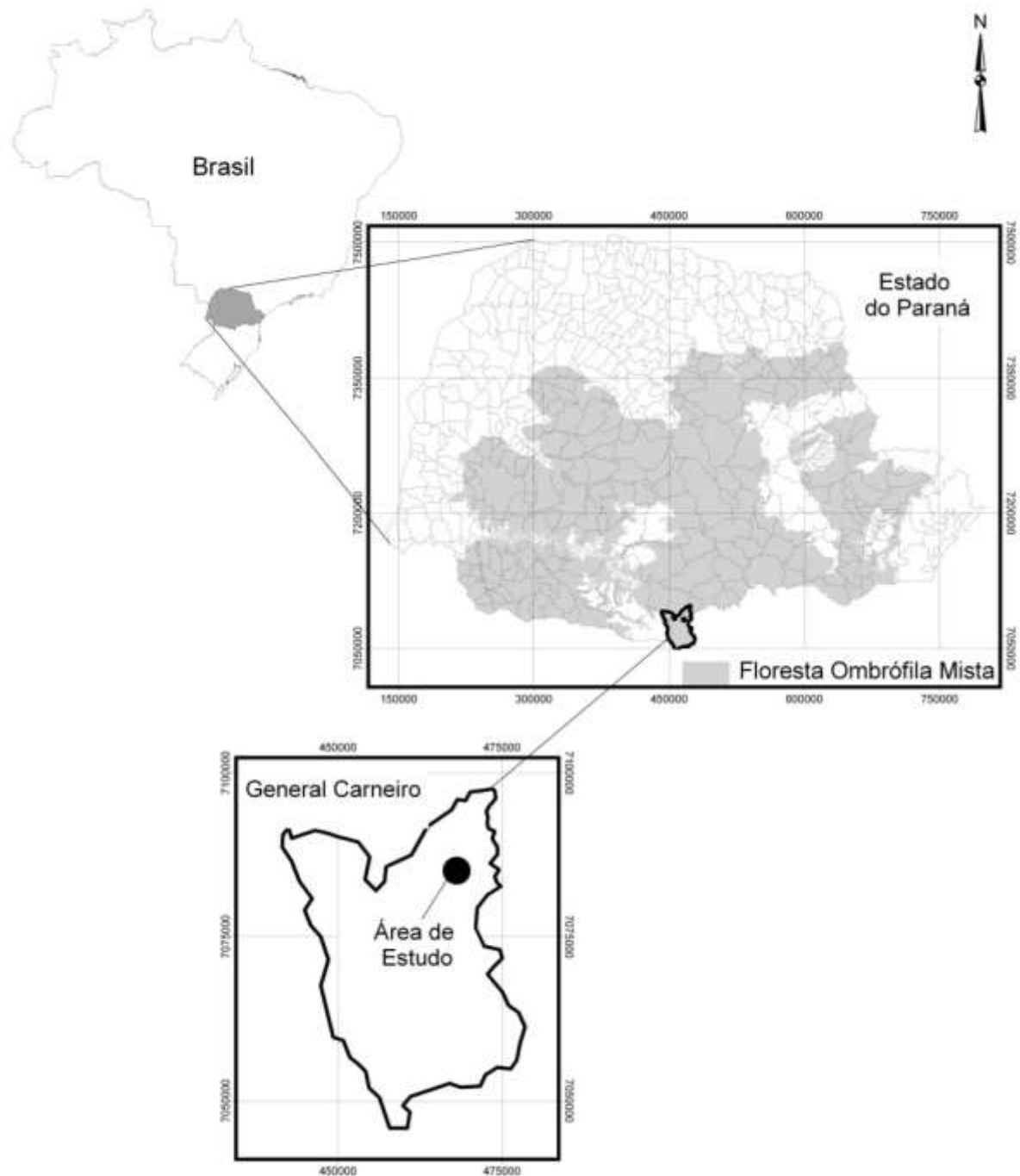
A área de estudo consiste em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista Montana localizados em propriedades das Indústrias Pizzatto, município de General Carneiro, extremo sul do estado do Paraná (Figura 1.1). O clima local é subtropical úmido mesotérmico (Cfb), com verões amenos e invernos com geadas frequentes (PARANÁ, 1987). Os principais solos na região são os Neossolos e Nitossolos (EMBRAPA, 2008) e o relevo predominante é o montanhoso, com partes onduladas e planas (MAACK, 1981).

A vegetação predominante, conforme classificação do IBGE (2012), é a Floresta Ombrófila Mista Montana, composta majoritariamente por indivíduos de *A. angustifolia*, *Ilex paraguariensis* A.St.Hil., *Ocotea porosa* (Nees & Martius) Barroso, *Sapium glandulatum* (Vell. Pax) e *Drimys brasiliensis* Miers. Juntas, essas cinco espécies englobam aproximadamente 60% dos indivíduos da comunidade (MOGNON, 2011).

Em 1999 foram instaladas oito unidades amostrais permanentes de 1 ha cada, distribuídas aleatoriamente sobre a área. As parcelas fazem parte do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), Sítio 9, apoiado pelo CNPq. As áreas onde se localizam as parcelas permanentes apresentam diferentes graus de intervenção antrópica. De modo geral, no passado essas áreas foram sujeitas à exploração de espécies de valor comercial como a araucária e a imbuia, além da exploração da erva-mate e criação de animais, conforme Barth Filho (2002). Esse autor, em trabalho desenvolvido na área, classificou previamente as 8 parcelas em três tipologias florestais principais:

- Formação mista de araucária no dossel, com gramíneas no sobosque (parcelas 1 e 4);
- Formação florestal, com predomínio de araucária no dossel (parcelas 2 e 6);
- Formação florestal natural mista de araucária, com folhosas no dossel (parcelas 3, 5, 7 e 8).

FIGURA 1.1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO NO MUNICÍPIO DE GENERAL CARNEIRO, EXTREMO SUL DO ESTADO DO PARANÁ.



FONTE: MOGNON (2011).

Nas parcelas, todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (dap -1,30 m) igual ou maior que 10 cm foram identificados botanicamente (APG III, 2009), medidos e plaqueteados, para permitir o monitoramento individual. As principais características de cada unidade estão apresentadas na Tabela 1.1, tendo o ano de 2013 como referência.

TABELA 1.1 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS PARCELAS AMOSTRADAS (ANO DE 2013).

Parcela	G (m ² .ha ⁻¹)	N (N.ha ⁻¹)	E (E.ha ⁻¹)	\overline{dap} (cm)	dap _{min} (cm)	dap _{max} (cm)
1	17,57	212	19	24,97	10,00	86,74
2	20,32	491	27	17,22	10,00	97,40
3	31,69	844	34	16,32	10,00	154,06
4	29,36	406	26	23,88	10,00	78,30
5	42,69	1215	48	15,30	10,00	183,98
6	23,95	511	30	19,64	10,00	68,75
7	38,66	823	38	17,82	10,00	144,19
8	26,48	490	37	17,43	10,00	140,69
Média	28,84	624,00	32,38	19,07	10,00	119,27

Em que: G = área basal; N = número de indivíduos; E = número de espécies; \overline{dap} = diâmetro médio; dap_{min} = diâmetro mínimo; dap_{max} = diâmetro máximo.

FONTE: O autor (2016)

2.2 MONITORAMENTO DA MORTALIDADE E RECRUTAMENTO

As parcelas foram monitoradas anualmente com o objetivo de avaliar o recrutamento e a mortalidade. A avaliação da mortalidade consistiu em identificar os indivíduos encontrados mortos em uma medição específica, enquanto o recrutamento consistiu em incluir nas avaliações aqueles indivíduos que em um dado momento atingiram o dap mínimo estabelecido. Para este estudo, considerou-se os dados de 1999 a 2013 (14 anos).

Foram calculadas as taxas anuais de mortalidade e recrutamento (equações 1 e 2, respectivamente), bem como taxas de ganho e perda em área basal e taxa de reposição (*turnover*) (equações 3, 4 e 5, respectivamente), conforme proposto por Sheil et al. (1995; 2000):

$$M\% = \left[1 - \left(\frac{N_s}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \right] \cdot 100 \quad (1)$$

Em que:

M% = taxa anual de mortalidade (%);

N_s = número de indivíduos sobreviventes (N.ha⁻¹);

N₀ = número de indivíduos na avaliação inicial (N.ha⁻¹);

t = intervalo de tempo entre as avaliações (anos).

$$R\% = \left[1 - \left(1 - \frac{r}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \right] \cdot 100 \quad (2)$$

Em que:

$R\%$ = taxa anual de recrutamento (%);

r = número de indivíduos recrutados ($N \cdot ha^{-1}$).

$$P\% = \left[1 - \left(\frac{G_0 - G_p}{G_0} \right)^{\frac{1}{t}} \right] \cdot 100 \quad (3)$$

Em que:

$P\%$ = perdas em área basal (%);

G_p = área basal perdida no período (mortalidade) ($m^2 \cdot ha^{-1}$);

G_0 = área basal na avaliação inicial ($m^2 \cdot ha^{-1}$).

$$Ga\% = 1 - \left\{ 1 - \left[\frac{(G_r + G_g)}{G_t} \right]^{\frac{1}{t}} \right\} \cdot 100 \quad (4)$$

Em que:

$G_a\%$ = ganho em área basal (%);

G_r = área basal dos indivíduos recrutados ($m^2 \cdot ha^{-1}$);

G_g = incremento em área basal no período ($m^2 \cdot ha^{-1}$);

G_t = área basal total na segunda avaliação ($m^2 \cdot ha^{-1}$).

$$T\% = \frac{(R\% + M\%)}{2} \quad \text{ou} \quad T\% = \frac{(Ga\% + P\%)}{2} \quad (5)$$

Em que:

$T\%$ = Taxa de reposição (*turnover*) (%).

As taxas de mortalidade e recrutamento foram comparadas para as parcelas e espécies, bem como para a comunidade como um todo, com o objetivo de identificar diferenças entre os processos dinâmicos. A comparação foi feita por meio do teste z para comparação de taxas de Poisson.

2.3 MODELAGEM DO RECRUTAMENTO E MORTALIDADE

Visando identificar o padrão da distribuição de frequência dos dados de mortalidade e recrutamento, ajustou-se a esses as distribuições discretas de Poisson (DP) e Binomial Negativa (DBN). A aderência das distribuições ajustadas foi comparada por meio do teste Qui-quadrado, usando classes equiprováveis.

Com base no resultado do ajuste das distribuições probabilísticas, ajustou-se então modelos de Regressão de Poisson e/ou Regressão Binomial Negativa, ambos utilizados na modelagem de variáveis discretas, como a mortalidade e o recrutamento (DIAZ; COUTO, 1999; AFFLECK, 2006; ZHANG et al., 2012; ZHANG et al., 2014). Tais modelos apresentam vantagens na modelagem de variáveis discretas, especialmente quando comparados aos modelos lineares, pois esses últimos dependem que os dados assumam distribuição normal e erros com variância constante. Porém, tais condições são dificilmente encontradas em dados de mortalidade e recrutamento, sendo então necessário o uso de outras alternativas (AFFLECK, 2006).

Os modelos foram testados para toda a comunidade e para a araucária. No caso da araucária, onde as séries de mortalidade e recrutamento apresentam um grande número de zeros (zero recrutamento e/ou zero mortalidade em um determinado ano e parcela), testou-se modelos inflacionados de zero. Tais modelos são segmentados em duas partes, em que uma assume uma distribuição específica, como DP ou DBN para a modelagem das contagens ($y > 0$), enquanto o outro segmento do modelo estima a ocorrência de zero contagens ($y_i = 0$) por meio de função apropriada, como a função logística. Nesse sentido, os modelos inflacionados de zero são apropriados por possuírem uma estruturação mais adequada, que combina os dois componentes ($y > 0$ e $y_i = 0$) em uma única distribuição probabilística (FORTIN; DeBLOIS, 2007; LI et al., 2011).

Variáveis meteorológicas foram empregadas como explicativas nos modelos, com o objetivo de identificar possíveis relações entre os processos dinâmicos demográficos e o clima. As seguintes variáveis explicativas foram testadas nos modelos de mortalidade e recrutamento: temperatura máxima absoluta anual, temperatura máxima média anual, temperatura mínima absoluta anual, temperatura mínima média anual, temperatura média anual, umidade relativa, precipitação anual acumulada, evapotranspiração potencial anual (ETP), razão de umidade (RU) e índice anual de calor e umidade (IACU). A ETP e RU foram obtidas conforme Thornthwaite (1948) e o IACU conforme Wang et al. (2006). As demais variáveis foram obtidas diretamente de séries meteorológicas.

Os dados meteorológicos foram obtidos junto ao Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR) para a cidade de Palmas, distante cerca de 50 km do local de estudo, uma vez que município de General Carneiro passou a contar com estação meteorológica oficial apenas a partir de 2008.

Os ajustes das distribuições DP e DBN e respectivos modelos foram realizados por meio do *software* Statgraphics. Os ajustes de modelos inflacionados de zero realizado por meio do *software* R, pacote “pscl” (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008). Todos os modelos foram ajustados pelo método da máxima verossimilhança.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 MORTALIDADE E RECRUTAMENTO – FLORESTA

As taxas de mortalidade e recrutamento foram obtidas para as oito parcelas com base nos 14 anos de avaliação (Tabela 1.2). A mortalidade média da floresta foi de 1,67% ano⁻¹, enquanto a taxa média de recrutamento foi de 3,84% ano⁻¹, superando o dobro da taxa de mortalidade. Com base no teste de Poisson para comparação de taxas, o recrutamento foi significativamente superior à mortalidade.

TABELA 1.2 - TAXAS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO (% ANO⁻¹) PARA AS PARCELAS E TESTE DE POISSON EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.

Parcela	N 1999	R	M	R%	M%	T%	Mudança	z	p
1	116	96	13	4,40	0,85	2,62	+	16,69	0,00000
2	121	366	15	10,46	0,94	5,70	+	31,01	0,00000
3	691	155	175	1,46	2,06	1,76	-	-8,41	0,00000
4	280	125	42	2,67	1,15	1,91	+	13,01	0,00000
5	862	354	220	2,49	2,08	2,29	+	5,63	0,00000
6	292	224	33	4,15	0,85	2,50	+	25,22	0,00000
7	627	195	131	1,95	1,66	1,81	+	3,82	0,00010
8	320	174	133	3,15	3,76	3,46	-	-4,15	0,00003
Média	413,63	211,13	95,25	3,84	1,67	2,76	+	53,18	0,00000

Em que: N 1999: número de indivíduos na primeira mediação (N. ha⁻¹); R: recrutamento (N. ha⁻¹), M: mortalidade (N. ha⁻¹); R%: taxa de recrutamento (%.ano⁻¹); M%: taxa de mortalidade (%.ano⁻¹); T%: taxa de reposição. Valores de $p \leq 0,05$ indicam diferença significativa pelo teste z de Poisson entre as taxas de recrutamento e mortalidade, a 95% de probabilidade.

FONTE: O autor (2016)

Analisando as taxas de recrutamento e mortalidade por parcelas, em todos os casos houve diferença significativa entre o recrutamento e a mortalidade. Na maioria das parcelas as taxas de recrutamento foram superiores, indicando ganho de indivíduos. Em apenas duas parcelas (3 e 8) a perda de indivíduos foi superior ao ganho.

Em estudos da dinâmica florestal conduzidos por Sanquetta et al. (2003) na mesma área deste estudo, porém no período de 1998 a 2002, observaram-se taxas de recrutamento superior à mortalidade, porém menos expressivas que no presente trabalho (1,39 e 0,25%, respectivamente). Com base em diferentes estudos de dinâmica conduzidos na Floresta Ombrófila Mista do Sul do Brasil, Figueiredo Filho et al. (2010) observaram que, em geral, a mortalidade está entre 1 e 2%.ano⁻¹, e as taxas de recrutamento em torno de 3%.ano⁻¹, valores próximos aos observados no

presente estudo. Dalla Corte et al. (2014), considerando trabalhos também desenvolvidos na Floresta Ombrófila Mista, especialmente no Paraná, constataram média de 1,29% para a mortalidade, sendo o recrutamento superior, com média de 2,18%. Tais resultados indicam tendência de maior recrutamento em relação à mortalidade nos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, assim como observado neste estudo.

A taxa média de reposição (*turnover*) em relação aos indivíduos da floresta foi de 2,76% ano⁻¹. A parcela com maior taxa foi a 2, indicando intenso processo dinâmico na comunidade, especialmente em função das elevadas taxas de recrutamento. Por outro lado, a parcela 3 foi a que apresentou menor taxa de reposição, igual a 1,76% ano⁻¹ (Tabela 1.2).

Observa-se que os ganhos em área basal foram superiores às perdas (Tabela 1.3), embora não seja possível a comparação estatística entre essas taxas (amostras sem tamanho definido). A parcela 2 foi a que apresentou maior ganho em área basal no período, enquanto as parcelas 3 e 8 foram as que apresentaram as maiores perdas. Os valores da taxa de reposição em área basal foram baixos, variando de 0,72% ano⁻¹ na parcela 4 a 1,90% ano⁻¹ na parcela 2, que também foi a unidade que apresentou maior taxa de reposição em relação aos indivíduos. Observa-se, portanto, relação direta entre as taxas de recrutamento e as taxas de ganho em área basal ($r = 0,89$; $p = 0,0026$) e entre as taxas de mortalidade e perdas ($r = 0,92$; $p = 0,0012$). Tal relação é esperada, uma vez que as áreas transversais dos indivíduos mortos e dos recrutados são empregadas no cálculo das taxas de perda e ganho, respectivamente.

TABELA 1.3 - TAXAS DE GANHO (Ga), PERDAS (P) E TAXA DE REPOSIÇÃO (T) EM ÁREA BASAL (G) PARA AS PARCELAS AVALIADAS NO PERÍODO DE 1999 A 2013.

Parcela	G 1999	G 2013	Ga%	P%	T%
1	14,79	17,57	1,22	0,43	0,83
2	12,91	20,32	3,19	0,62	1,90
3	31,14	31,69	0,12	2,09	1,11
4	25,43	29,36	1,02	0,41	0,72
5	39,08	42,69	0,63	1,11	0,87
6	17,01	23,95	2,41	0,52	1,47
7	35,36	38,66	0,64	1,43	1,03
8	23,72	26,48	0,78	2,65	1,71
Média	24,93	28,84	1,25	1,16	1,21

Em que: G 1999: área basal em 1999 (m².ha⁻¹); G 2013: área basal em 2013 (m².ha⁻¹).

FONTE: O autor (2016).

Pessoa e Araújo (2014), em estudo desenvolvido em comunidade arbórea de floresta úmida submontana no sudeste brasileiro, observaram taxas de reposição de 1,57% em relação aos indivíduos e de 2,1% para a área basal, valores próximos aos observados no presente estudo. Phillips e Gentry (1994) avaliando taxas de reposição em florestas tropicais úmidas em vários continentes observaram taxas de reposição de 0,65 a 3,32%. Os valores observados neste estudo em relação aos indivíduos, embora dentro da amplitude observada por outros trabalhos, podem ser considerados altos, indicando um expressivo processo dinâmico, especialmente em razão da superioridade das taxas de recrutamento em relação às de mortalidade.

Ao analisar-se a mortalidade em função do diâmetro, observa-se que as classes diamétricas menores (10-20, 20-30, 30-40 e 40-50 cm) foram as que apresentaram maiores taxas, havendo redução gradual na mortalidade à medida que o tamanho da classe aumenta (Tabela 1.4). As classes de 50-60 e 60-70 cm foram as que apresentaram menor mortalidade. Já na classe de indivíduos >70, observa-se ligeiro aumento na taxa de mortalidade.

A análise das taxas de mortalidade por classe diamétrica por parcela permite inferir também sobre a distribuição espacial desse processo demográfico. Constatase que a mortalidade de indivíduos de menor porte ocorre de forma espacialmente generalizada, pois é comum em todas as parcelas. Esse padrão é esperado, uma vez que o principal fator responsável pela morte dos menores indivíduos é a competição assimétrica (em relação aos maiores indivíduos) por luz, o que costuma ser operante na maioria dos ambientes florestais (VIEILLEDENT et al., 2009; HURST et al., 2011). Entretanto, a mortalidade de árvores de maior porte concentra-se em algumas parcelas, o que caracteriza esse evento como isolado espacialmente, uma vez que a morte de grandes árvores está mais associada à senescência e ocorrência de eventos climáticos extremos (LINES et al., 2010; RUIZ-BENITO et al., 2013), como ventanias (CANHAM et al., 2001), ou ainda, em função de patógenos (MALONEY et al., 2008).

Resultados semelhantes foram obtidos por Rossi (2007), em estudos de dinâmica na Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo, PR, em um período de 10 anos. Este autor constatou taxas de mortalidade marcadamente superiores nas classes diamétricas menores, não observando morte de árvores com DAP maior ou igual a 60 cm. Figueiredo Filho et al. (2010) também ressaltam que muitas vezes

ocorrem taxas de mortalidade maiores nas classes diamétricas inferiores, como observado no presente trabalho, em decorrência do processo de competição.

TABELA 1.4 - TAXAS DE MORTALIDADE (%.ANO⁻¹) POR CLASSE DIAMÉTRICA (CM) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.

Parcela	Classe diamétrica (cm)						
	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	>70
1	1,39	0,00	1,86	0,00	0,35	0,62	0,00
2	1,02	1,38	2,03	0,84	0,00	0,84	0,00
3	2,29	1,76	1,40	1,29	0,00	-	2,85
4	1,77	2,11	0,69	0,00	0,00	0,00	0,00
5	2,46	2,02	0,52	0,20	0,62	0,00	0,00
6	1,27	0,62	0,23	0,43	0,00	0,00	-
7	1,65	2,40	0,27	0,68	0,57	0,84	0,95
8	4,20	3,66	6,06	3,30	0,95	0,00	0,00
Média	2,05	1,74	1,63	0,84	0,31	0,32	0,54

FONTE: O autor (2016).

A mortalidade e recrutamento foram avaliados por espécie (Tabela 1.5). Dentre as que apresentaram maiores taxas de recrutamento estão *Zanthoxylum rhoifolium*, *Piptocarpha angustifolia* e *Myrsine umbellata*, com taxas de 10,16, 8,39 e 8,05% ano⁻¹, respectivamente. Para essas espécies, a taxa de recrutamento foi significativamente superior às suas taxas de mortalidade. Em contrapartida, *Acca sellowiana*, *Mimosa scabrella* e *Symplocus celestrina* apresentaram as maiores taxas de mortalidade. Para *A. sellowiana* a mortalidade foi de 100%, o que representa o desaparecimento da espécie na comunidade avaliada. Na sequência, as taxas foram de 10,72 e 7,55% ano⁻¹, respectivamente. A taxa de mortalidade dessas espécies foi significativamente superior às de ingresso.

Das 37 espécies avaliadas apenas 5 (13%) apresentaram taxas de mortalidade significativamente superiores às de ingresso, enquanto para 6 espécies (16%) não houve diferença significativa entre as taxas de mortalidade e recrutamento. As demais espécies (71%) apresentaram taxas de recrutamento significativamente superiores às de mortalidade.

De modo geral, a análise da dinâmica demográfica permite inferências sobre o estágio sucessional da comunidade avaliada. A superioridade do recrutamento em relação à mortalidade indica que a floresta se encontra em fase de construção (OLIVEIRA et al., 2014), ou seja, sua capacidade de suporte não atingiu um ponto

crítico em que a ocorrência de autodesbastes seria favorecida, aumentando as taxas de mortalidade (ZHANG et al., 2011; RIVOIRE; MOGUEDEC, 2012).

TABELA 1.5 - TAXAS DE MORTALIDADE, RECRUTAMENTO E DE REPOSIÇÃO (% ANO⁻¹) POR ESPÉCIES DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.

Espécie	R	M	R %	M %	T %	Mudança	z	p
<i>Acca sellowiana</i> (O. Berg) Burret	5	6	4,42	100,00	52,21	-	2,29	0,0220
<i>Allophylus edulis</i> (St. Hil.) Radl.	8	2	7,06	3,58	5,32	+	-2,4	0,0170
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bert.) Kuntze	176	81	1,22	0,63	0,93	+	13,78	0,0000
<i>Casearia decandra</i> Jacq	10	4	3,93	2,37	3,15	+	2,24	0,0250
<i>Clethra scabra</i> Pers.	59	16	3,45	1,28	2,37	+	9,89	0,0000
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	59	83	2,36	5,43	3,89	-	13,29	0,0000
<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand	6	1	3,72	0,84	2,28	+	4,1	0,0000
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	2	1	1,11	0,62	0,86	+	1,32	ns
<i>Ilex brevicuspis</i> Reiseek	18	6	3,01	1,33	2,17	+	4,85	0,0000
<i>Ilex dumosa</i> Reiss.	4	2	1,31	0,75	1,03	+	1,9	ns
<i>Ilex paraguariensis</i> St. Hil.	442	218	3,73	2,66	3,20	+	9,91	0,0000
<i>Ilex theezans</i> Bonpl. Ex Miers	9	1	3,83	0,57	2,20	+	5,5	0,0000
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	17	1	6,90	0,68	3,79	+	7,46	0,0000
<i>Lamanomia speciosa</i> (Cambess.) L.B.Sm	8	3	2,66	1,29	1,98	+	2,97	0,0000
<i>Lithraea brasiliensis</i> March.	28	7	3,39	1,15	2,27	+	7,43	0,0000
<i>Mimosa scabrella</i> Benth	36	35	4,36	10,72	7,54	-	10,75	0,0000
<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand	17	6	3,55	1,78	2,66	+	3,84	0,0000
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) Legrand et Kausel	98	33	4,17	1,60	2,88	+	11,53	0,0000
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	7	6	3,58	5,48	4,53	-	2,09	0,0370
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	92	54	4,74	4,68	4,71	+	0	ns
<i>Myrsine umbellata</i> G. Don	90	17	8,05	3,24	5,65	+	9,87	0,0000
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	9	2	4,69	1,58	3,14	+	3,9	0,0000
<i>Ocotea porosa</i> Nees et Martius ex. Nees	47	22	1,11	0,58	0,85	+	6,42	0,0000
<i>Ocotea puberula</i> Nees	2	1	1,81	1,10	1,45	+	1,09	ns
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	7	2	2,08	0,71	1,39	+	3,83	0,0000
<i>Ocotea</i> sp.	16	5	3,38	1,45	2,42	+	4,46	0,0000
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	112	37	8,39	3,43	5,91	+	9,65	0,0000
<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schlecht.) D. Dietrich	9	2	2,69	0,75	1,72	+	4,85	0,0000
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	55	29	0,93	0,26	0,59	+	8,71	0,0000
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	4	0	1,93	0,00	0,97	+	4,97	0,0000
<i>Sloanea lasiocoma</i> K. Schum	1	0	1,11	0,00	0,55	+	2,57	0,0100
<i>Styrax leprosus</i> Hooker & Arnott	11	6	4,23	3,92	4,07	+	0,39	ns
<i>Symplocos uniflora</i> Bedd.	11	2	5,08	1,42	3,25	+	4,81	0,0000
<i>Symplocus celastrina</i> Mart. ex Miq.	4	6	2,66	7,55	5,10	-	4,51	0,0000
<i>Tabebuia alba</i> (Cham.) Sandwith	2	0	1,20	0,00	0,60	+	3,63	0,0000
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	87	55	4,23	3,90	4,07	+	1,07	ns
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	23	5	10,16	6,77	8,46	+	2,33	0,0170
Total	1689	762	2,86	1,61	2,23	+	34,01	0,0000

Em que: R: recrutamento (N. 8 ha⁻¹), M: mortalidade (N. 8 ha⁻¹); T%: taxa de reposição. Valores de $p \leq 0,05$ indicam diferença significativa pelo teste de Poisson entre as taxas de recrutamento e mortalidade, a 95% de confiança.

FONTE: O autor (2016).

Avaliando o recrutamentos por espécie em termos absolutos, observa-se que *Ilex paraguariensis*, *Araucaria angustifolia*, *Piptocarpha angustifolia* e *Myrsine umbellata* representam juntas aproximadamente 50% do total de indivíduos recrutados, sendo que as duas primeiras espécies regeneram sob sombra, enquanto as demais são exigentes de luz. Esses resultados refletem as principais condições sucessionais observadas na área de estudo, indicando diferentes estratégias na ocupação do ambiente florestal, pois, enquanto as espécies tolerantes à sombra podem recrutar em ambientes com maior densidade, em estágios mais avançados de sucessão; as espécies exigentes de luz ocupam predominantemente os ambientes abertos e de clareiras, em estágios iniciais de sucessão. Além disso, as elevadas taxas de reposição observadas neste trabalho, decorrentes especialmente do recrutamento, também podem estar associadas a fatores estimulantes do crescimento, como o aumento na disponibilidade de CO₂ atmosférico, ou ainda, a fatores climáticos e ambientais favorecedores da formação de clareiras (PHILLIPS; GENTRY, 1994), que por consequência, favorecem a regeneração e recrutamento.

3.2 MORTALIDADE E RECRUTAMENTO – ARAUCÁRIA

A análise da mortalidade e recrutamento para as populações de araucária foi efetuada com base em 7 parcelas permanentes. A parcela 8 foi desconsiderada em função da presença de pequeno número de indivíduos da espécie. A taxa média de recrutamento de araucária foi de 1,58% ano⁻¹, significativamente superior à taxa média de mortalidade (Tabela 1.6). Portanto, de modo geral, a espécie apresentou maior recrutamento que mortalidade ao longo dos 14 anos de avaliação, apresentando um acréscimo populacional de 174 indivíduos, contra perda de 94.

Em todas as parcelas as diferenças entre recrutamento e mortalidade foram significativas pelo teste z de Poisson. Das unidades avaliadas, apenas duas (parcelas 3 e 5) apresentaram mortalidade maior que o recrutamento. A parcela 3 é a segunda em número de indivíduos de araucária e tem apresentado tendência de redução em sua densidade, com mortalidade maior que o recrutamento também quando considerada toda a comunidade. A parcela 5 é a unidade com maior área basal e, embora a comunidade como um todo tenha apresentado mais ganhos que perdas de indivíduos nessa unidade, para a araucária, observa-se o oposto,

possivelmente em razão da competição, indicando sensibilidade da espécie a ambientes superestocados. Por outro lado, a parcela 2 apresentou alta taxa de recrutamento e baixa taxa de mortalidade, com ingresso de 96 indivíduos à população contra apenas duas mortes ao longo de todo o período. Essa parcela é a que apresentava menor área basal no início das medições, indicando que o recrutamento da espécie é favorecido em áreas de menor densidade.

TABELA 1.6 - TAXAS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO (%.ANO⁻¹) DE POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.

Parcela	N 1999	R	M	R%	M%	T%	Mudança	z	p
1	65	10	3	1,19	0,34	0,76	+	5,54	0,00000
2	37	96	2	7,05	0,40	3,72	+	14,82	0,00000
3	203	10	47	0,36	1,86	1,11	-	-14,28	0,00000
4	172	10	6	0,43	0,25	0,34	+	2,86	0,00420
5	160	4	14	0,18	0,65	0,42	-	-6,53	0,00000
6	226	37	19	1,27	0,63	0,95	+	6,98	0,00000
7	84	7	3	0,62	0,26	0,44	+	3,52	0,00044
Média	135,29	24,86	13,43	1,58	0,63	1,11	+	7,42	0,00000

Em que: N 1999: número de indivíduos na primeira mediação (N. ha⁻¹); R: recrutamento (N. ha⁻¹), M: mortalidade (N. ha⁻¹); R%: taxa de recrutamento (%.ano⁻¹); M%: taxa de mortalidade (%.ano⁻¹); T%: *turnover*. Valores de $p \leq 0,05$ indicam diferença significativa pelo teste z de Poisson entre as taxas de recrutamento e mortalidade, a 95% de confiança.

FONTE: O autor (2016).

De modo geral, os ganhos em área basal para a araucária foram superiores às perdas (Tabela 1.7). Esse fato pode ser justificado pela relação direta entre as taxas de ganho e recrutamento ($r = 0,88$; $p = 0,0084$) e entre as taxas de perda e mortalidade ($r = 0,97$; $p = 0,0001$), assim como observado para toda a comunidade. A parcela 2 foi a que apresentou maior taxa de ganho, dada pelo recrutamento e incremento dos indivíduos na unidade, levando essa a apresentar também a maior taxa de reposição. Por outro lado, a parcela 3 foi a que apresentou maior perda em área basal, assim como para toda a comunidade. Observa-se para essa parcela que, apesar das perdas, sua área basal manteve-se praticamente constante no período, inclusive com um ligeiro acréscimo. Porém, quando considerada a área basal de araucária na parcela, nota-se uma redução de 1,46 m² no período, justificada em razão da maior taxa mortalidade em relação ao recrutamento, indicando que a araucária pode estar sujeita a um processo de autodesbaste nesse ambiente, decorrente da alta densidade de indivíduos da espécie na parcela.

TABELA 1.7 - TAXAS DE GANHO (Ga), PERDAS (P) E TAXA DE REPOSIÇÃO (T) EM ÁREA BASAL (G) DE POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.

Parcela	G 1999	G 2013	Ga%	P%	T%
1	13,28	14,92	0,96	0,25	0,60
2	9,66	13,63	4,27	0,00	2,13
3	14,93	13,47	-0,68	2,14	0,73
4	22,77	25,72	0,91	0,06	0,49
5	19,40	20,68	0,53	0,26	0,39
6	15,63	19,99	1,96	0,28	1,12
7	6,71	8,28	1,57	0,05	0,81
Média	14,63	16,67	1,36	0,43	0,90

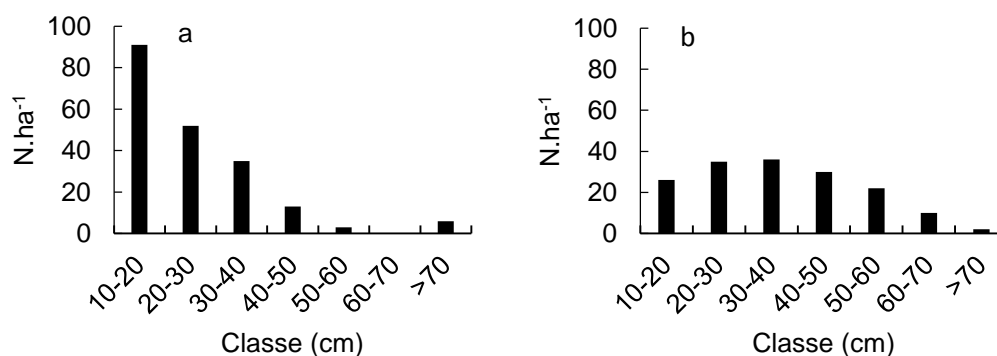
Em que: G 1999: área basal da população em 1999 ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$); G 2013: área basal da população em 2013 ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$).

FONTE: O autor (2016).

O processo de mortalidade de espécies abundantes pode ser denominado de mortalidade dependente da densidade, que pode ser compreendido como um fator de promoção da diversidade florestal, uma vez que a elevada mortalidade de espécies dominantes, como é o caso da araucária nas parcelas 3 e 5, permite que as espécies de menor expressividade persistam na comunidade (LAMBERS et al., 2002). Ainda, esse padrão de elevada mortalidade de araucária em ambientes dominados pela espécie pode indicar a adequabilidade de seu comportamento ecológico ao modelo do losango (*Lozenge Model*) (OGDEN, 1985). Conforme esse modelo, *cohorts* de coníferas de grandes dimensões e dependentes de luz se estabelecem após distúrbios e são seguidas por *cohorts* sucessivas de espécies folhosas, que dominam o sobosque, suprimindo o recrutamento de plântulas da conífera, que tendem a restringir sua ocorrência às clareiras na floresta. Em função da longevidade e dimensões das coníferas adultas, suas populações permanecem como um elemento dominante da biomassa e estrutura da floresta por longos períodos de tempo, embora persistam como uma “população remanescente”, uma vez que há falta de regeneração constante (SOUZA et al., 2008).

Avaliando a distribuição diamétrica da araucária nas parcelas 3 e 5 (Figura 1.2), observa-se que na parcela 3 a redução no recrutamento é mais recente, uma vez que a espécie ainda apresenta distribuição exponencial negativa, com maior número de indivíduos na primeira classe. Porém, na parcela 5 a espécie já apresenta comportamento diferenciado, com distribuição diamétrica tendendo à normal, indicando que a falta de recrutamento já é um processo crônico.

FIGURA 1.2 – DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DE POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA NAS PARCELAS 3 (a) E 5 (b), NAS QUAIS AS TAXAS DE MORTALIDADE SUPERAM AS DE RECRUTAMENTO.



Fonte: O autor (2016).

Observa-se que a taxa de mortalidade de araucária por classe diamétrica tende a apresentar um padrão em formato de “U” (*U-shaped*). Esse padrão de mortalidade implica em maiores taxas nas classes iniciais, redução nas classes intermediárias e tendência crescente nas maiores classes (Tabela 1.8). A primeira classe é a que apresenta a maior taxa de mortalidade, decrescendo nas classes seguintes até atingir a taxa mínima na classe de 55 e após, retoma a tendência crescente.

TABELA 1.8 - TAXAS DE MORTALIDADE (% ANO⁻¹) DE POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA POR CLASSE DIAMÉTRICA EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.

Parcela	Classe diamétrica (cm)						
	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	>70
1	0,00	0,00	1,58	0,00	0,00	0,62	0,00
2	0,00	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	2,48	1,24	1,13	0,57	0,00	-	2,85
4	0,65	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5	2,59	0,66	0,00	0,23	0,37	0,00	0,00
6	0,76	0,00	0,23	0,43	0,00	0,00	-
7	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Média	1,00	0,42	0,42	0,18	0,05	0,10	0,48

FONTE: O autor (2016).

A relação *U-shaped* entre o tamanho e a mortalidade é comum em muitas tipologias florestais, sejam temperadas (MONSERUD; STERBA, 1999; COOMES; ALLEN, 2007; HURST et al., 2011) ou tropicais (CHAO et al., 2008). Tal padrão de mortalidade pode ser atribuído a dois fatores opostos: maior mortalidade nas classes iniciais em função da elevada competição e sombreamento por árvores maiores; e

aumento na mortalidade nas maiores classes em função da senescência e/ou maior exposição dessas a ventanias e outros distúrbios (LINES et al., 2010; RUIZ-BENITO et al., 2013). Neste estudo, a classe de 55 cm apresenta especial importância, pois representa a dimensão de maior estabilidade demográfica dentro da população, uma vez que com esse tamanho intermediário os indivíduos já não são afetados pela competição e ainda não estão sujeitos à senescência (VIEILLEDENT et al., 2009).

3.3 MODELAGEM DO RECRUTAMENTO E MORTALIDADE – FLORESTA

Para a definição da melhor técnica para a modelagem do recrutamento e mortalidade, averiguou-se inicialmente a aderência das observações às seguintes distribuições probabilísticas discretas: Distribuição de Poisson (DP) e Distribuição Binomial Negativa (DBN). O resultado dos ajustes, dado pelo teste do Qui-quadrado, é apresentado na Tabela 1.9.

TABELA 1.9 - TESTE DA QUALIDADE DO AJUSTE DA DISTRIBUIÇÃO DE POISSON (DP) E DISTRIBUIÇÃO BINOMIAL NEGATIVA (DBN) A DADOS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO DA COMUNIDADE ARBÓREA.

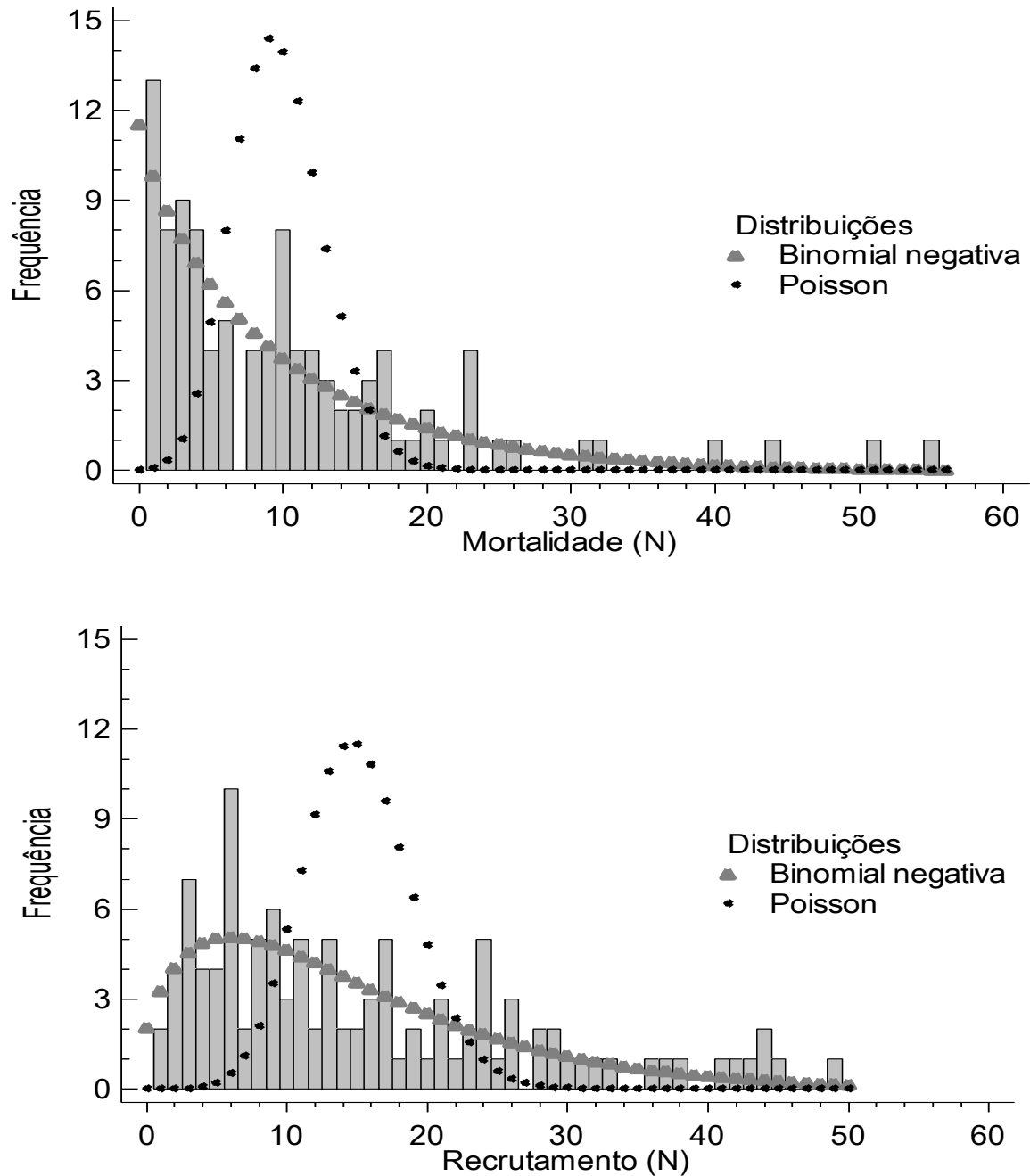
Estatística	Mortalidade		Recrutamento	
	DBN	DP	DBN	DP
Qui-quadrado	15,99	675,29	21,94	571,08
Graus de liberdade	17	10	29	14
p-valor	0,525	0,000	0,823	0,000

Em que: $p \geq 0,05$ indica aderência da distribuição ajustada aos dados observados.

FONTE: O autor (2016).

A DBN apresentou-se satisfatória, tanto para descrever a frequência da mortalidade, quanto do recrutamento. Por outro lado, a DP não apresentou aderência. A Figura 1.3 representa a distribuição dos dados e as funções ajustadas.

FIGURA 1.3 - DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DOS DADOS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO DA COMUNIDADE ARBÓREA, COM BASE EM 8 UNIDADES AMOSTRAIS E 14 ANOS DE MONITORAMENTO E FUNÇÕES PROBABILÍSTICAS AJUSTADAS.



FONTE: O autor (2016).

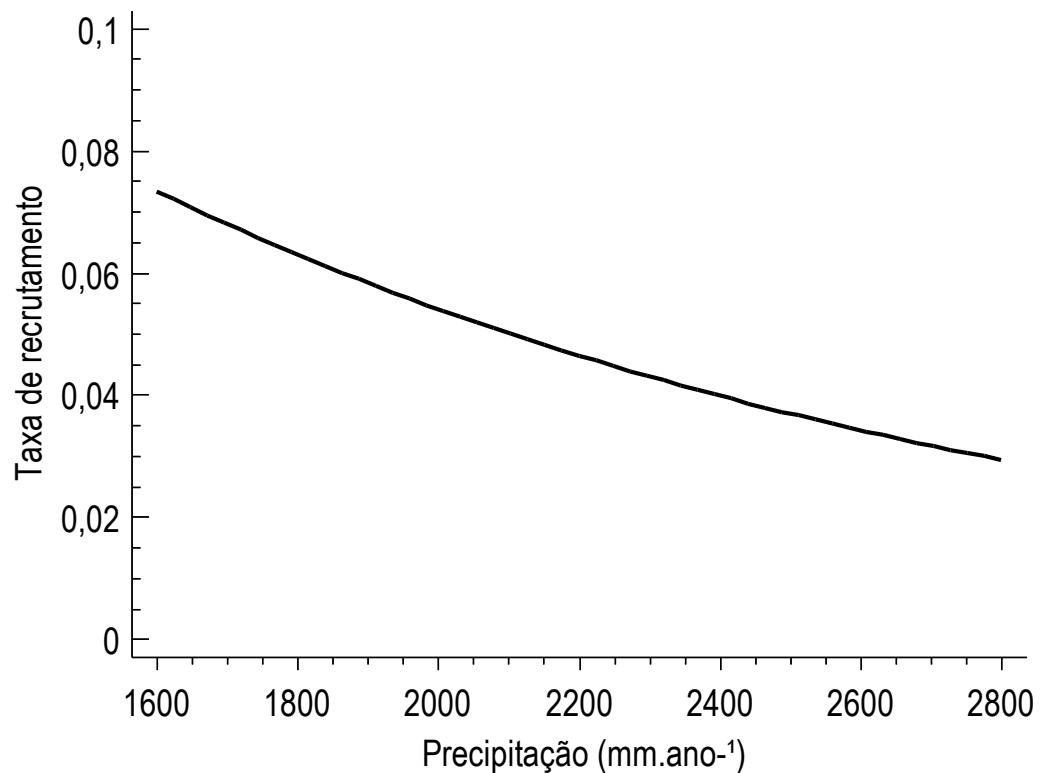
De modo geral, observa-se que há maior frequência de um número menor de eventos (pouca mortalidade ou recrutamento em determinado ano) e menor frequência de eventos extremos (alta mortalidade ou recrutamento em determinado ano). A DBN foi mais flexível para a representação da frequência dos dados, enquanto a DP manteve a forma unimodal com fortes assimetrias à direita tanto para

o recrutamento quando para a mortalidade. Esse fato deve-se à característica da DP, que assume variância igual à média. Porém, dados de contagem oriundos de processos biológicos geralmente são sobredispersos, ou seja, apresentam variância superior à média. Neste caso, a distribuição binomial negativa apresenta vantagem por admitir variância superior à média (HOEF; BOVENG, 2007). Sendo assim, a modelagem do recrutamento e mortalidade foi feita por meio da Regressão Binomial Negativa (RBN).

Das variáveis independentes testadas para modelar o recrutamento, apenas a precipitação foi significativa, juntamente com a variável categórica parcela, considerando o teste de razão de verossimilhança, a 95% de confiança ($p = 0,0161$ e $p = 0,000$, respectivamente). A significância da variável categórica parcela indica diferenças significativas entre as taxas de recrutamento nos diferentes locais amostrados, como já observado previamente.

O modelo resultante foi significativo a 95% de confiança ($p < 0,000$), sendo capaz de explicar 43% dos desvios da variável dependente. Com o objetivo de comparar o modelo com um originário da Regressão de Poisson (RP), testou-se no modelo a variável α , correspondente a 0. Como essa variável foi significativa ($p = 0,000$), pode-se concluir que há sobredispersão significativa nos dados, confirmando a RBN como a ferramenta mais adequada para a modelagem do recrutamento. Na Figura 1.4 consta a representação gráfica do comportamento do recrutamento em função da precipitação anual acumulada.

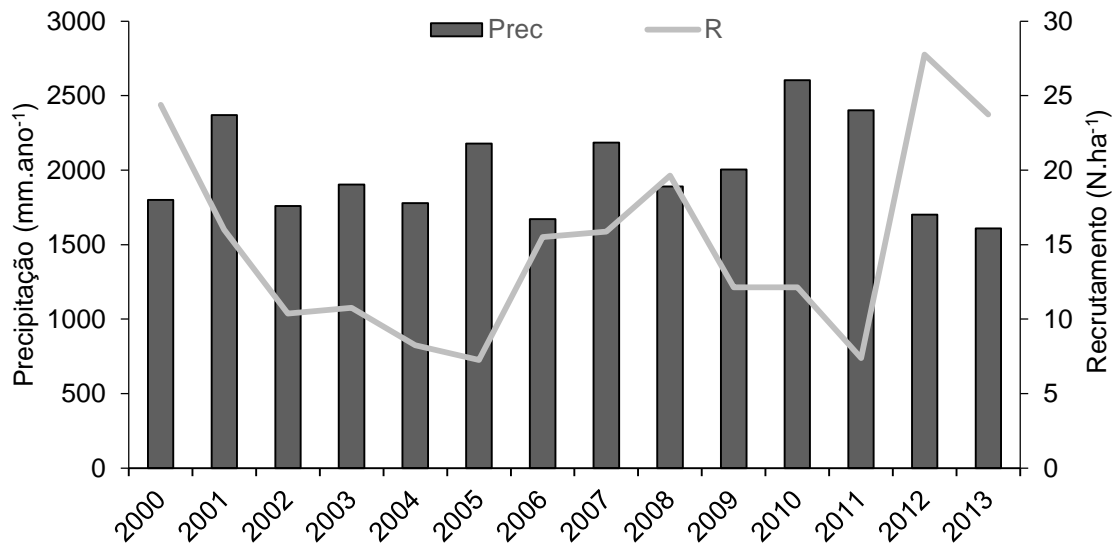
FIGURA 1.4 - COMPORTAMENTO DA TAXA DE RECRUTAMENTO (%.ANO⁻¹) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM FUNÇÃO DA PRECIPITAÇÃO ANUAL ACUMULADA.



FONTE: O autor (2016).

Com base na Figura 1.4, observa-se que a taxa de recrutamento apresenta relação inversa à precipitação, ou seja, quanto menor a precipitação anual acumulada, maior a taxa de recrutamento. A Figura 1.5 apresenta a relação entre o recrutamento médio no período de 2000 a 2013 e a precipitação acumulada. Observa-se que nos anos em que há picos de recrutamento (2000, 2008 e 2012) a precipitação anual acumulada esteve abaixo da média histórica para a região (2039 mm), enquanto que nos anos com menor recrutamento (2005 e 2011) a precipitação foi maior, acima da média.

FIGURA 1.5 - RELAÇÃO ENTRE RECRUTAMENTO (R) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E PRECIPITAÇÃO ANUAL ACUMULADA (Prec) NO PERÍODO DE 1999 A 2013.



FONTE: O autor (2016).

A relação inversa entre recrutamento e precipitação também foi observada por outros autores. Ehle e Baker (2003), em estudos demográficos em florestas de coníferas nos Estados Unidos observaram pulsos de recrutamento em períodos de seca. Os autores destacam que, embora o desenvolvimento das árvores não seja independente da umidade, um clima mais úmido parece também não favorecê-las. Pulsos de recrutamento em situações de seca também foram registrados por Sherriff e Veblen (2006), Schoennagel et al. (2011) e Meunier et al. (2014). A compreensão dessa relação pode estar no fato de que, para muitas espécies intolerantes à sombra em florestas maduras, períodos com menor precipitação proporcionam maior luminosidade e ocasionam a mortalidade de indivíduos mais sensíveis (BENNETT et al., 2015), o que abre espaço, favorecendo o recrutamento de espécies mais tolerantes (LENTILE et al., 2005; SHEPPERD et al., 2006).

Outro fator que pode justificar a tendência do recrutamento é o efeito benéfico que períodos mais secos podem proporcionar às plantas, promovendo a redução na ocorrência de fungos patogênicos e, conseqüentemente, melhorando seu desempenho (IBÁÑEZ et al., 2007). No entanto, cabe destacar que a variação da precipitação observada no período deste estudo pode não ter configurado em situação limitante ao desenvolvimento e conseqüente recrutamento de árvores,

considerando que estas estão naturalmente adaptadas às condições climáticas vigentes no local.

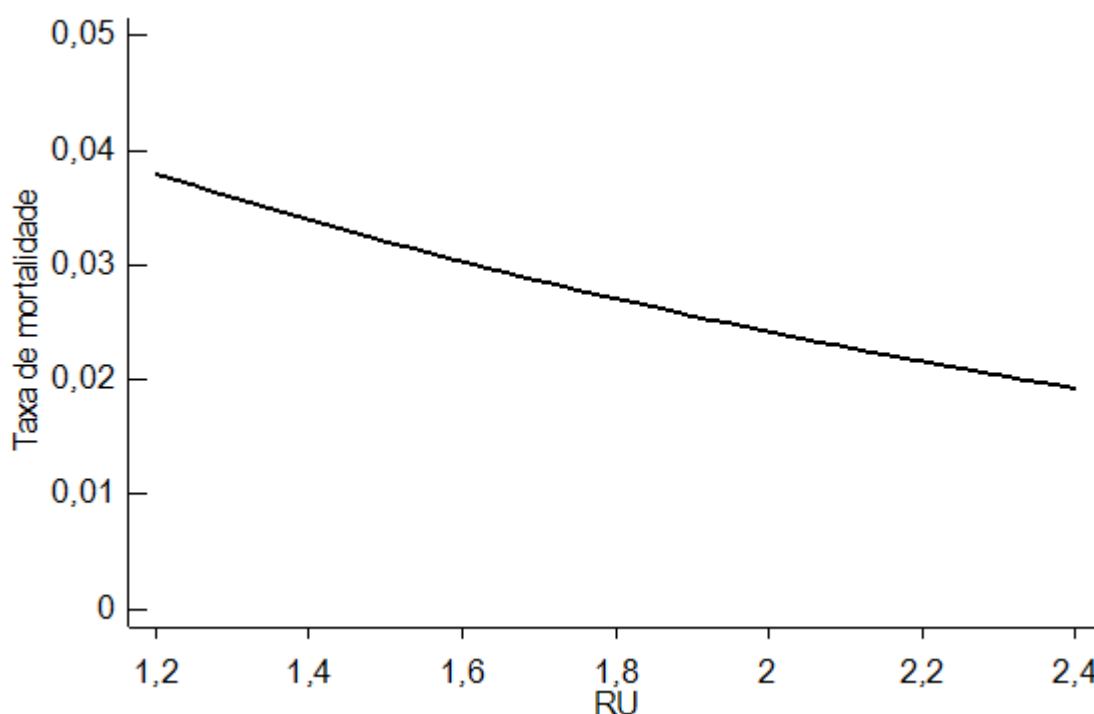
Em relação à mortalidade, a variável selecionada para compor o modelo foi a Razão de Umidade (RU); mais a variável categórica parcela ($p = 0,01$ e $p = 0,00$, respectivamente). A inclusão dessa última variável, assim como na modelagem do recrutamento, indica diferenças entre a dinâmica demográfica nos diferentes locais amostrados, como já discutido na análise dos processos por parcelas.

O modelo para a mortalidade foi, portanto, significativo ($p = 0,0000$; 95% de confiança), sendo capaz de explicar 34% dos desvios. Quando testada a variável α no modelo, a mesma foi significativa ($p = 0,0000$), indicando sobredispersão dos dados, confirmando a adequabilidade da RBN na modelagem do recrutamento.

Na Figura 1.6 observa-se a relação inversa entre mortalidade e RU, ou seja, quanto menor a RU, maior a mortalidade. A variável RU consiste na razão da diferença entre a Precipitação e a Evapotranspiração Potencial pela Evapotranspiração Potencial. Essa variável assume valores positivos quando a precipitação acumulada anual supera a evapotranspiração potencial anual, indicando sobra ou excesso de umidade; e negativos quando a evapotranspiração excede a precipitação, indicando déficit hídrico (THORNTHWAITE, 1948).

Embora seja característico de climas mesotérmicos úmidos, como o Cfb, a distribuição de precipitação ao longo de todo o ano, com ausência de estação seca definida, alguns meses, no entanto, podem apresentar valores de RU negativos. Considerando o período avaliado (1999-2013), observou-se déficit em 14 meses, sendo que metade desses eram meses de verão. Portanto, mesmo eventos pontuais de seca podem ser limitantes às árvores, favorecendo a mortalidade. Neste caso, os indivíduos jovens, especialmente aqueles sob competição, com raízes mais superficiais e que ainda não atingiram estabilidade dentro da comunidade, tendem a ser os mais afetados por déficit hídrico (DAWSON, 1996). A mortalidade de indivíduos maiores, embora menos expressiva, também pode ocorrer em circunstâncias de déficit hídrico, uma vez que esses indivíduos necessitam conduzir a água a alturas elevadas, superando a gravidade e outras resistências intrínsecas do processo de condução, sujeitando-os a estresses que podem desencadear o processo de mortalidade (BENNETT et al., 2015).

FIGURA 1.6 - COMPORTAMENTO DA TAXA DE MORTALIDADE (%.ANO⁻¹) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM FUNÇÃO DA RAZÃO DE UMIDADE (RU - ADIMENSIONAL).

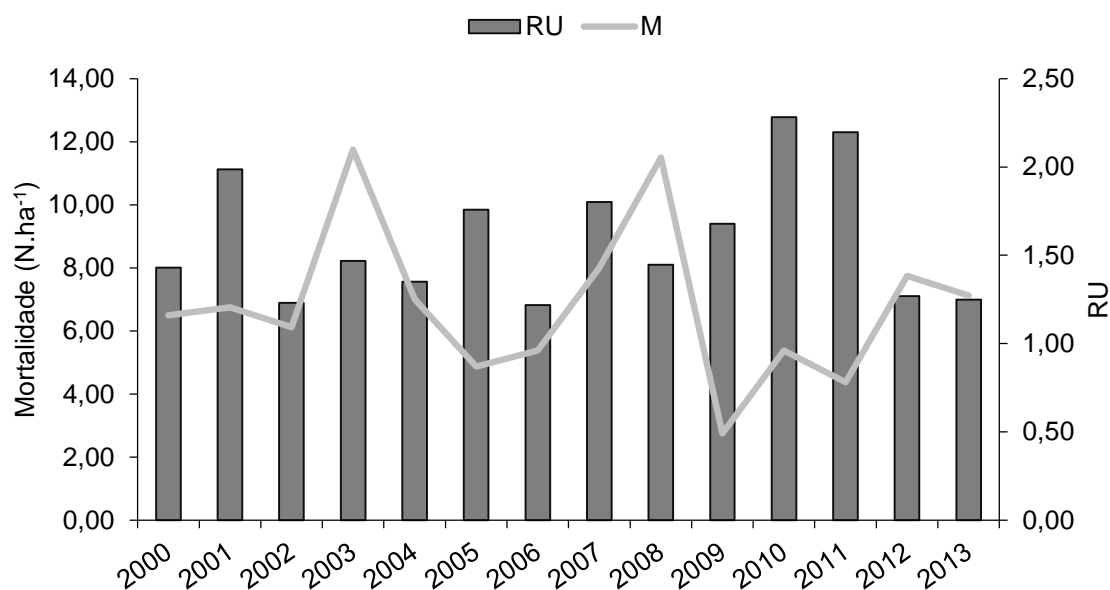


FONTE: O autor (2016).

Outros autores também observaram relação inversa entre mortalidade e disponibilidade hídrica. Smith et al. (2015) constataram tendências crescentes na mortalidade arbórea em florestas temperadas, associada a períodos de calor e seca. Padrões semelhantes foram observados por Zhao e Running (2010), Kane et al. (2014), Hares et al. (2014) e Bond-Lamberty et al. (2014). Williamson et al. (2000) observaram crescente mortalidade da comunidade arbórea na Amazônia brasileira relacionada a períodos secos causados por eventos de El Niño. Rolim et al. (2005) também atribuíram a mortalidade arbórea a períodos de seca no sudeste brasileiro.

Na Figura 1.7 observa-se o comportamento da mortalidade em relação à RU. Em períodos como entre 2009 a 2011, em que RU apresenta picos de alta, a mortalidade é menor. Já em momentos como em 2003 e 2008, quando ocorreu maior mortalidade, RU é menor, indicando períodos com menor disponibilidade hídrica.

FIGURA 1.7 - RELAÇÃO ENTRE MORTALIDADE DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E RAZÃO DE UMIDADE (RU) NO PERÍODO DE 1999 A 2013.



FONTE: O autor (2016).

3.4 MODELAGEM DO RECRUTAMENTO E MORTALIDADE – ARAUCÁRIA

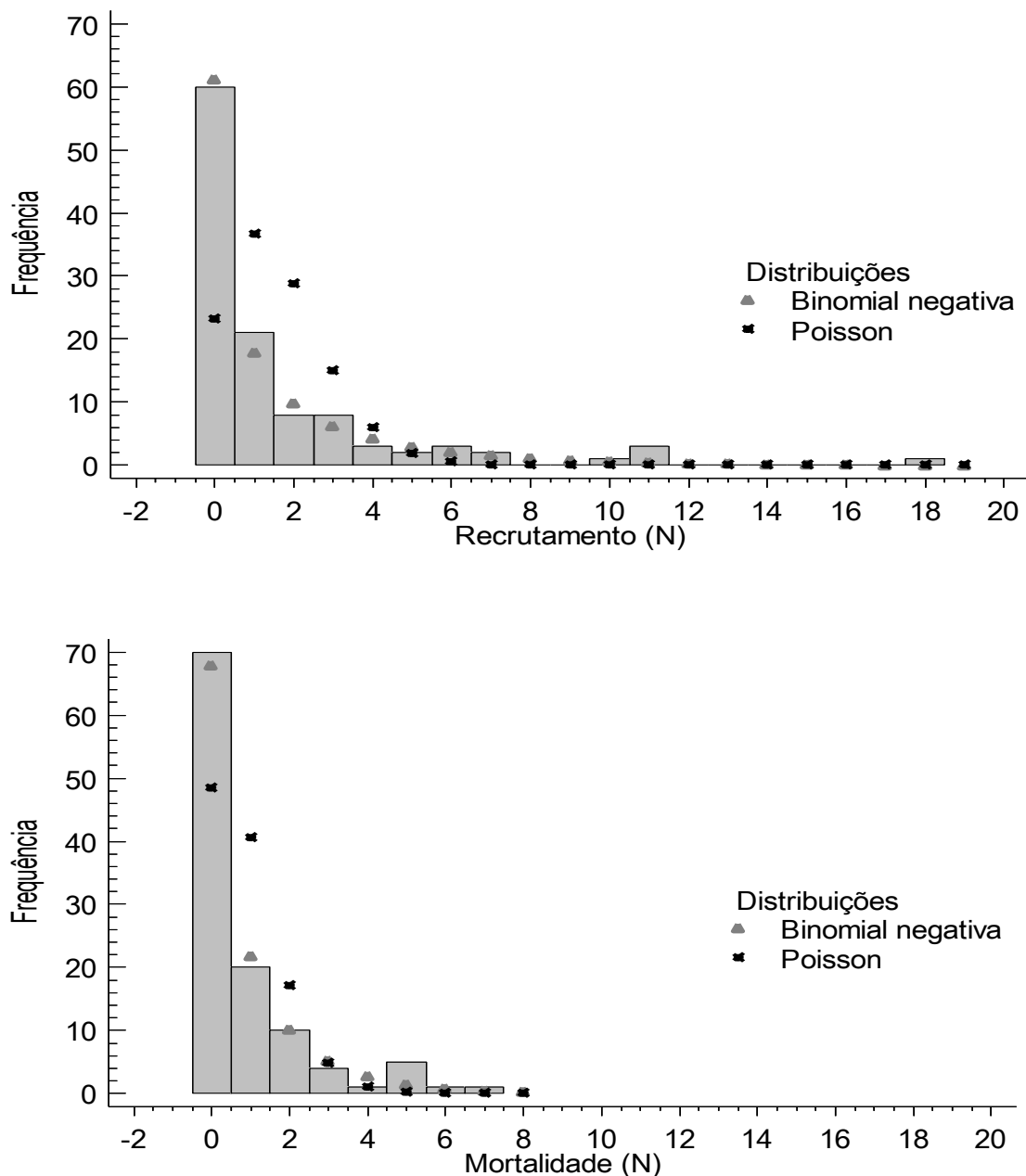
Avaliou-se também a distribuição de frequência do recrutamento e mortalidade de araucária. Semelhante ao comportamento observado para toda a comunidade, a DNB mostrou-se superior tanto na representação da frequência do recrutamento quanto da mortalidade, enquanto a DP não aderiu em nenhuma das situações (Tabela 1.10). Observa-se na Figura 1.8 a representação gráfica das distribuições ajustadas.

TABELA 1.10 - TESTE DA QUALIDADE DO AJUSTE DA DISTRIBUIÇÃO DE POISSON (DP) E DISTRIBUIÇÃO BINOMIAL NEGATIVA (DBN) A DADOS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO DE ARAUCÁRIA.

Estatística	Mortalidade		Recrutamento	
	DBN	DP	DBN	DP
Qui-quadrado	4,43	22,54	2,61	103,31
Graus de liberdade	3	2	6	4
Valor de p	0,22	0,000	0,86	0,000

FONTE: O autor (2016).

FIGURA 1.8 - DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DOS DADOS DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO DE ARAUCÁRIA E FUNÇÕES PROBABILÍSTICAS AJUSTADAS.



FONTE: O autor (2016).

Com base na Figura 1.8 observa-se que, ao contrário da distribuição de frequência do recrutamento e mortalidade da comunidade, tais distribuições para araucária apresentam um elevado número de zeros. Essa situação indica que os dados exibem diferentes graus de dispersão e assimetria em relação à média (AFFLECK, 2006; ZHANG et al., 2012). Nesse caso, embora a RBN seja adequada para o ajuste de modelos com dados sobredispersos, a mesma apresenta problemas no ajuste de dados com excesso de zeros (OSGOOD, 2000), como observado no recrutamento e mortalidade de araucária. Sendo assim, testou-se

Modelos Binomiais Negativos Inflacionados de Zero (MBNIZ) que possibilitam a modelagem de variáveis categóricas com grande número de zeros.

Os MBNIZ testados com as diferentes variáveis climáticas não foram significativos ($p > 0,05$), tanto para o recrutamento quanto para a mortalidade, não sendo possível então a modelagem dessas variáveis para a araucária.

A ocorrência natural da espécie araucária tem sido amplamente atribuída à padrões de elevada precipitação e temperaturas amenas (LEDRU et al., 1998; BEHLING et al., 2004; IRIARTE; BEHLING, 2007). Porém, a falta de correlação expressiva entre as variáveis climáticas com o recrutamento e mortalidade da espécie pode indicar que as variações no clima observadas no período do estudo não foram limitantes ou expressivas o suficiente a ponto de limitar ou favorecer qualquer dos processos.

4 CONCLUSÕES

- Não há equilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento, seja nas parcelas ou nas espécies. De modo geral, as taxas de recrutamento tendem a ser significativamente superiores às de mortalidade. Das oito parcelas avaliadas, apenas duas tiveram mortalidade superior ao recrutamento. Das trinta e sete espécies avaliadas, apenas 5 tiveram taxas de mortalidade significativamente superior à de recrutamento, sendo essas pioneiras e não pioneiras.
- O grau de ocupação dos ambientes exerce influência direta sobre a mortalidade e influência inversa sobre o recrutamento, seja para toda a comunidade ou para a araucária.
- A modelagem do recrutamento e da mortalidade indica influência significativa de variáveis meteorológicas sobre esses processos na comunidade. A precipitação apresentou relação inversa ao recrutamento, indicando maior ocorrência desse processo em períodos de menor umidade. A mortalidade foi inversamente relacionada à Razão de Umidade, indicando maior sensibilidade dos indivíduos a períodos secos. Não foi observada relação entre variáveis meteorológicas e os processos dinâmicos da araucária.

REFERÊNCIAS

- ACKER S. A.; BOETSCH J. R.; BIVIN, M.; WHITEAKER, L.; COLE, C.; PHILIPPI T. Recent tree mortality and recruitment in mature and old-growth forests in western Washington. **Forest Ecology and Management**, v. 336, p.109–118, 2015.
- AFFLECK, D. L. R. Poisson mixture models for regression analysis of stand-level mortality. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 36, n. 11, p. 2994, 2006.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 2, p. 105-121, 2009.
- BEHLING, H.; PILLAR, V. D.; ORLÓCI, L.; BAUERMANN, S. G. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil, **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 203, n. 3–4, p. 277-297, 2004.
- BENNETT, A. C.; McDOWELL, N. G.; ALLEN, C. D.; ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. Lagers trees suffer most during drought in forests worldwide. **Nature plants**, v. 1, p.1-5, 2015.
- BOND-LAMBERTY, B.; ROCHA, A.V.; CALVIN, K.; HOLMES, B.; WANG, C.; GOULDEN, M.L. Disturbance legacies and climate jointly drive tree growth and mortality in an intensively studied boreal forest. **Global Change Biology**, v. 20, n.1, p. 216-227, 2014.
- BRAVO, F.; PANDO, V.; ORDÓÑEZ, C.; LIZARRALDE, I. Modelling ingrowth in mediterranean pine forests: A case study from scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and mediterranean maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) stands in Spain. **Investigacion Agraria Sistemas y Recursos Forestales**, v. 17, n.3, p. 250-260, 2008.
- CANHAM, C.D; PAPAİK, M.J.; LATTY, E.F. Interspecific variation in susceptibility to windthrow as a function of tree size and storm severity for northern temperate tree species. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 31, p.1–10, 2001.
- CHAO, K; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E.; MONTEAGUDO, A.; TORRES-LEZAMA A.; et al. Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. **Journal of Ecology**, v. 96, p.281–292, 2008.
- CLARK, J.; BELL, D. M.; HERSH, M. H. NICHOLS, L. Climate change and vulnerability of forest biodiversity: climate and competition tracking of demographic rates. **Global Change Biology**, v. 17, p. 1834-1849, 2011. . <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02380.x>
- COOMES, D. A.; ALLEN, R. B. Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. **Journal of Ecology**, v. 95, p.27–40, 2007.
- CORTE, A. P. D. ; SANQUETTA, C. R. ; RODRIGUES, A. L. ; MOGNON, F. . Dinâmica do crescimento, mortalidade e recrutamento na Floresta com Araucária. In: SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; RODRIGUES, A. L.; MOGNON, F.

(Org.). **Floresta com Araucária**: Pesquisas ecológicas de longa duração. 1ed. Curitiba: Multi-Graphic, 2014, v. 1, p. 59-82.

DAS, A.; BATTLES, J.; STEPHENSON, N. L.; VAN MANTGEM, P. J. The contribution of competition to tree mortality in old-growth coniferous forests. **Forest Ecology and Management**, v. 261, 1203–1213, 2011.

DAWSON, T. E. Determining water use by trees and forest from isotopic, energy balance and transpiration analysis: the roles of tree size and hydraulic lift. **Tree Physiology**, v. 16, p. 263-272, 1996.

DIAZ, M. P.; COUTO, H. T. Z. Modelos generalizados para a mortalidade de árvores de *Eucalyptus grandis* no Estado de São Paulo, Brasil. **Scientia Forestalis** v. 56, p. 101-111, dez. 1999.

EHLE, D. S.; BAKER, W. H. Disturbance and stand dynamics in ponderosa pine forests in Rocky Mountain National Park, USA. **Ecological Monographs**, v. 73, p. 543–566, 2003.

EID, T.; TUHUS, E. Models for individual tree mortality in Norway. **Forest Ecology and Management**, v. 154, n. 1–2, p. 69-84, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00634-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00634-4).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA (EMBRAPA). **Mapa de solos do estado do Paraná**: legenda atualizada. Rio de Janeiro: EMBRAPA 2008. 74 p.

FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; STEPKA, T. F.; SAWCZUK, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 763-776, 2010.

FORTIN, M.; DEBLOIS, J. Modeling tree recruitment with zero-inflated models: The example of hardwood stands in southern Quebec, Canada. **Forest Science**, v. 53, n.4, p. 529-539, 2007.

FRANKLIN, J.F.; SHUGART, H. H.; HARMON, M.E. Tree death as an ecological process. **Bioscience**, v. 37, p.550–556, 1987.

GALIANO, L.; MARTINEZ-VILALTA J.; LLORET, F. Carbon reserves and canopy defoliation determine the recovery of Scots pine 4 yr after a drought episode. **New Phytologist**, v. 190, p.750–759, 2011.

HEREŞ, A.-M., VOLTAS, J., LÓPEZ, B.C., MARTÍNEZ-VILALTA, J. Drought-induced mortality selectively affects Scots pine trees that show limited intrinsic water-use efficiency responsiveness to raising atmospheric CO₂. **Functional Plant Biology**, v. 41, n. 3, p. 244-256, 2014.

HOEF, J. M. V.; BOVENG, P. L. Quasi-poisson vs. negative binomial regression: how should we model overdispersed count data? **Ecology**, v. 88, n. 11, p. 2766-2772, 2007.

HURST, J. M.; ALLEN, R. B.; COOMES, D. A.; DUNCAN, R. P. Size-specific tree mortality varies with neighbourhood crowding and disturbance in a montane *Nothofagus* forest. **PLoS ONE**, v. 6, p.e26670, 2011. doi: 10.1371/journal.pone.0026670

IBÁÑEZ, I.; CLARK, J. S.; LADEAU, S.; LAMBERS, J. H. R. Exploiting temporal variability to understand tree recruitment response to climate change. **Ecological Monographs**, v. 77, n. 2, p. 163-177, 2007.

IRIARTE, J., BEHLING, H. The expansion of Araucaria forest in the southern Brazilian highlands during the last 4000 years and its implications for the development of the Taquara/Itararé Tradition. **Environmental Archaeology**, v. 12, p.115–127, 2007.

KANE, J.M.; KOLB, T.E.; MCMILLIN, J. D. Stand-scale tree mortality factors differ by site and species following drought in southwestern mixed conifer forests. **Forest Ecology and Management**, v. 330, p. 171-182, 2014.

KÖHLER, P.; HUTH, A. Impacts of recruitment limitation and canopy disturbance on tropical tree species richness. **Ecological Modelling**, v. 203, n.3–4, p. 511-517, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.11.023>.

LAMBERS, J. H. R.; CLARK, J. S.; BECKAGE, B. Density-dependent mortality and the latitudinal gradient in species diversity. **Nature**, v. 417, p. 732-735, 2002.

LEDRU, M.P., SALGADO-LABOURIAU, M.L., LORSCHETTER, M.L. Vegetation dynamics in southern and central Brazil during the last 10,000 yr BP. **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 99, p. 131–142, 1998.

LENTILE, L. B.; SMITH, F. W.; SHEPPERD, W. D. Patch structure, fire-scar formation, and tree regeneration in a large mixed-severity fire in the South Dakota Black Hills, USA. **Canadian Journal of Forest Research**, v.35, p. 2875–2885, 2005.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.) Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 359, p. 421–436, 2004.

LEXEROD, N.; EID, T. Recruitment models for Norway spruce, Scots pine, birch and other broadleaves in young growth forests in Norway. **Silva Fennica**, v. 39, n. 3. P.391-406, 2005.

LI, R.; WEISKITTEL, A. R.; KERSHAW, J. A. J. Modeling annualized occurrence, frequency, and composition of ingrowth using mixed-effects zeroinflated models and permanent plots in the Acadian Forest Region of North America. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 41, p.2077–2089, 2011.

LINES, E. R.; COOMES, D. A.; PURVES, D. W. Influences of Forest Structure, Climate and Species Composition on Tree Mortality across the Eastern US. **PLoS ONE**, v. 5, n.10, p. e13212, 2010. doi: 10.1371/journal.pone.0013212

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro: Jose Olympio, 1981. 442p.

MALONEY, P. E.; SMITH, T. F.; JENSEN, C. E.; INNES, J.; RIZZO, D. M.; NORTH, M. P. Initial tree mortality and insect and pathogen response to fire and thinning restoration treatments in an old-growth mixed-conifer forest of the Sierra Nevada, California. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 38, p. 3011-3020, 2008.

MCDOWELL N. G. Mechanisms linking drought, hydraulics, carbon metabolism, and vegetation mortality. **Plant Physiology**, v. 155, p.1051–1059, 2011b.

MCDOWELL, N. G.; BEERLING, D. D.; BRESHEARS, R. A.; FISHER, KENNETH F. R.; MARK S. The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 10, p. 523-532, 2011a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.003>.

MEUNIER, J.; BROWN, P. M.; ROMME, W. H. Tree recruitment in relation to climate and fire in northern Mexico. **Ecology**, v. 95, n. 1, p. 197-209, 2014.

MOGNON, F. **Dinâmica do estoque de carbon como serviço ambiental prestado por um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana localizada no Sul do estado do Paraná**. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

MONSERUD, R. A.; STERBA, H. Modeling individual tree mortality for Austrian forest species. **Forest Ecology and Management**, v. 113, p. 109–123, 1999.

OGDEN, J. An introduction to plant demography with special reference to New Zealand trees. **New Zealand Journal of Botany**, v. 23, n. 4, p. 751-772, 1985.

OLIVEIRA, A. P.; SCHIAVINI, I.; VALE, V.; S.; LPES, S. F.; ARANTES, C. S.; GUSSON, A. E.; PRADO JÚNIOR, J. A.; DIAS-NETO, O. C. Mortality, recruitment and growth of the tree communities in three forest formations at the Panga Ecological Station over ten years (1997-2007). **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 2, p. 234-248, 2014.

OSGOOD, D. W. Poisson-Based regression analysis of aggregate crime rates. **Journal of Quantitative Criminology**, v. 16, n1, 2000.

PARANA. Secretaria de Estado de Agricultura e Abastecimento, Instituto de Terras, Cartografia, Florestas. **Atlas do Estado Paraná**, Curitiba, 1987, 73 p.

PESSOA, S. V.A.; ARAUJO, D.S.D. Tree community dynamics in a submontane forest in southeastern Brazil: growth, recruitment, mortality and changes in species composition over a seven-year period. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, p.190–197, 2014.

PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing Turnover Through Time in Tropical Forests. **Science**, v. 263, p. 954-958, 1994.

PHILLIPS, O.L.; BAKER, T.R.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T.J.; LAURANCE, W.F.; LEWIS, S.L.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; NÚÑEZ VARGAS, P.; SILVA, J.N.M.; TERBORGH, J.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; ALEXIADES, M.; ALMEIDA, S.; BROWN, S.; CHAVE, J.; COMISKEY, J.A.;

CZIMCZIK, C.I.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; KUEBLER, C.; LAURANCE, S.G.; NASCIMENTO, H.E.M.; OLIVIER, J.; PALACIOS, W.; PATIÑO, S.; PITMAN, N.C.A.; QUESADA, C.A.; SALDIAS, M.; TORRES LEZAMA, A.; VINCETI, B. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359 p. 381-40, 2004.

PLAUT, J. A.; YEPEZ, E. A.; HILL, J.; PANGLE, R.; SPERRY, J.S; POCKMAN, W. T.; MCDOWELL, N. G. Hydraulic limits preceding mortality in a pinon-juniper woodland under experimental drought. **Plant Cell and Environment**, v. 35, p.1601–1617, 2012.

RIVOIRE, M.; LE MOGUEDEC, G. A generalized self-thinning relationship for multi-species and mixed-size forests. **Annals of Forest Science**, v. 69, n. 2, p. 207-219, 2012.

ROLIM, S. G.; JESUS, R. M.; NASCIMENTO, H.E.M.; COUTO, H.T.Z.; CHAMBERS J.Q. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. **Oecologia**, v. 142, p. 238–246, 2005.

ROSSI, L. M. B. **Processo de difusão para simulação da dinâmica de Floresta Natural**. 168 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

RUIZ-BENITO, P.; LINES, E. R.; GÓMEZ-APARICIO, L; ZAVALA, M. A.; COOMES D. A. Patterns and Drivers of Tree Mortality in Iberian Forests: Climatic Effects Are Modified by Competition. **PLoS ONE**, 8, v. 2, p. e56843, 2013. doi: 10.1371/journal.pone.0056843

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2008.

SALA, A.; PIPER, F.; HOCH, G. Physiological mechanisms of drought-induced tree mortality are far from being resolved. **New Phytologist**, v.186, p.274–281, 2010.

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; EISFELD, R. L. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de araucária (*Araucaria angustifolia* Bert. O. Ktze.) no Estado do Paraná. **Revista Ciências Exatas**, Guarapuava-PR, v. 5, n. 1, p. 101-112, 2003.

SCHOENNAGEL, T.; SHERRIFF, R. L.; VEBLEN, T. T. Fire history and tree recruitment in the Colorado Front Range upper montane zone: implications for forest restoration. **Ecological applications**, v. 21, v. 6, p. 2210-2222, 2011.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of ecology**, v. 83, p. 331-333, 1995.

SHEIL, D.; JENNINGS, S. SAVILL, P. Long –term permanent plot observation of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of tropical ecology**, v. 16, p. 765-800, 2000.

SHEPPERD, W. D.; EDMISTER, C. B.; MATA, S. A. Long-term seed fall, establishment, survival, and growth of natural and planted ponderosa pine in the Colorado Front Range. **Western Journal of Applied Forestry**, v. 21, p.19–26, 2006.

SHERRIFF, R. L.; VEBLEN, T. T. Ecological effects of changes in fire regimes in *Pinus ponderosa* ecosystems in the Colorado Front Range. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, p.705–718, 2006.

SMITH, J. M.; PARITSIS, J.; VEBLEN, T. T.; CHAPMAN, T. B. Permanent forest plots show accelerating tree mortality in subalpine forests of the Colorado Front Range from 1982 to 2013. **Forest Ecology and Management**, v. 341, p. 8-17, 2015.

SOUZA, A. F.; FORGIARINI, C.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Regeneration patterns of a long-lived dominant conifer and the effects of logging in Southern South America. **Acta Oecologica**, v. 34, p. 221-232, 2008.

SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, p. 359-366, 1987.

THORNTHWAITE, C. W. An Approach toward a Rational Classification of Climate. **Geographical Review**, v. 38, n.1, p. 55-94, 1948.

WANG, T.; HAMANN, A.; YANCHUK, A.; O'NEILL, G. A.; AITKEN, S. N. Use of response functions in selecting lodgepole pine populations for future climates. **Global Change Biology**, v. 12, p. 2404–2416, 2006. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01271.x>

WILLIAMSON, G. B.; LAURANCE, W. F.; OLIVEIRA, A. A.; DELAMONICA, P.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. C.; POHL, L. Amazonian tree mortality during the 1997 El Nino drought. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1538–1542, 2000.

VIEILLEDENT, G.; COURBAUD, B.; KUNSTLER, G.; DHÔTE, J.; CLARK, J. S. Biases in the estimation of size-dependent mortality models: advantages of a semiparametric approach. **Canadian Journal of Forest Research**, v.39, p.1430–1443, 2009.

YANG, Y.; HUANG, S. Two-stage ingrowth models for four major tree species in Alberta. **European Journal of Forest Research**, v. 134, p. 991-1004, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-015-0904-0>

ZHANG, X.; LEI, Y.; CAI, D.; LIU, F. Predicting tree recruitment with negative binomial mixture models. **Forest Ecology and Management**, v. 270, p.209-215, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.028>.

ZHANG, X.; LEI, Y.; PANG, Y.; LIU, X.; WANG, Z. Tree mortality in response to climate change induced drought across Beijing, China. **Climatic Change**, v. 124, p.179–190, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-014-1089-0>

ZHANG, W.-P.; JIA, X.; BAI, Y.; WANG, G. The difference between above- and below-ground self-thinning lines in forest communities. **Ecological Research**, v. 26, n.4,p. 819-825, 2011.

ZHAO, M.; RUNNING, S. W. Drought-Induced Reduction in Global Terrestrial Net Primary Production from 2000 Through 2009. **Science**, v. 329, p. 940-943, 2010.

CAPÍTULO 2 - INCREMENTO E PROJEÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA POR MEIO DE MODELOS OTIMIZADOS

RESUMO

Neste capítulo o objetivo foi analisar o incremento diamétrico e em área basal da comunidade arbórea e da araucária em fragmentos florestais no extremo sul paranaense. Adicionalmente, foram desenvolvidos modelos individuais de incremento e sobrevivência e modelos de recrutamento para a comunidade e araucária. Os dados são oriundos de oito unidades permanentes de 1 ha cada, instaladas em 1999 em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em General Carneiro, PR e mensuradas anualmente desde então. O incremento periódico anual (IPA) em diâmetro e em área basal foi obtido para toda a comunidade e para a araucária, analisando as diferenças entre unidades amostrais. Um conjunto de modelos foi desenvolvido com a finalidade de projetar a estrutura diamétrica da comunidade e da araucária por períodos sucessivos de quatro anos. Modelos individuais de incremento e sobrevivência e um modelo global de recrutamento foram otimizados simultaneamente junto a uma razão de movimentação com o objetivo de reduzir as diferenças entre as projeções e a estrutura real observada. Os resultados indicaram que os incrementos da comunidade e da araucária são variáveis em função de características da floresta. Há tendência de maior incremento, tanto para a comunidade quanto para a araucária, em locais menos estocados. O incremento tende a ser assimétrico, em que árvores de maior porte crescem a uma taxa maior. Os modelos individuais gerados foram capazes de representar apropriadamente os processos dinâmicos de incremento e sobrevivência. O modelo de recrutamento em função de características da floresta também apresentou estimativas satisfatórias. Quando associados à razão de movimentação, os modelos possibilitaram precisão adequada para a projeção da estrutura da floresta e da araucária.

Palavras-chave: crescimento, modelagem, otimização, estrutura horizontal.

ABSTRACT

The aim of this chapter was to analyze the diametric and basal area increment of the tree community and araucaria species in Araucaria Forest remnants in Southern Paraná. Additionally, individual models of increment and survival and a recruitment model were developed aiming to model the dynamics of tree community and araucaria. Data are from eight permanent sample plots of 1 ha each, established in 1999 on the remnants and measured annually since then. The annual periodic increment (IPA) in diameter and basal area were obtained for the whole community and for araucaria, assessing the differences in the sampling units. A set of models was developed with the purpose of prediction of the diameter structure of the community and araucaria for successive periods of four years. Individual growth and survival models and a global model of recruitment have been optimized simultaneously at a movement ratio in order to reduce the difference between the predictions and the actual observed structure. Results indicated that increments of the community and araucaria are variable, as a function of forest characteristics. There is a trend of increased increment in less stored locations, either for the community and for the araucaria. The increase tends to be asymmetrical, in which larger trees grow at a faster rate. The individual models generated were able to appropriately represent dynamic processes of increment and survival. The recruitment model as function of forest characteristics also presented satisfactory estimates. When associated with the movement ration, the models allowed adequate accuracy for the prediction of forest structure and araucaria.

Keywords: growth, modeling, optimization, horizontal structure.

1 INTRODUÇÃO

O incremento no âmbito florestal refere-se ao aumento das dimensões de uma ou mais árvores durante um período específico de tempo (VANCLAY, 1994). Esse processo é função da fotossíntese, a partir da qual o dióxido de carbono (CO_2) é absorvido e convertido em compostos orgânicos que constituirão a biomassa, cujo incremento, ao longo do ciclo de vida das plantas, resulta no crescimento (LANDSBERG; GOWER, 1997; PALLARDY, 2008).

O incremento em árvores é influenciado por características intrínsecas às espécies e suas interações com o ambiente (HUSCH et al., 1982). Tais fatores levam as taxas de crescimento em florestas tropicais a apresentarem grande variabilidade, considerando a alta diversidade de espécies e as distintas condições ambientais à que estão expostas (VANCLAY, 1991; CLARK; CLARK, 1992). Assim, o incremento arbóreo representa um aspecto importante da dinâmica florestal, constituindo um indicativo do estado sanitário, da produtividade e sustentabilidade de uma floresta, além de estar relacionado a outros importantes processos, como competição, sequestro de carbono, dinâmica populacional e restauração florestal (SCHLIEP et al., 2014).

Os modelos de crescimento e produção florestal, por sua vez, descrevem processos da dinâmica (incremento, mortalidade, recrutamento e mudanças associadas na comunidade) ao longo do tempo e têm sido amplamente utilizados como ferramentas de apoio à decisão por permitirem estimar a produção futura, ou por possibilitarem explorar diferentes alternativas de manejo (VANCLAY, 1994; BURKHART; TOMÉ, 2012). Portanto, a modelagem do incremento arbóreo assume papel fundamental para a compreensão da dinâmica do crescimento e da produção, seja para fins de manejo florestal, estudos sobre produção primária, ou análise do comportamento da floresta ante a perturbações (VANCLAY, 1994; PORTÉ; BARTELINK, 2002; PRETZSCH, 2009).

A modelagem em florestas mistas ou inequiduais ainda apresenta limitações, principalmente pela falta de esforços em pesquisas sobre o manejo de tais florestas; insuficiência de dados e experimentos; e diferentes abordagens empregadas na modelagem (PENG, 2000; PORTÉ; BARTELINK, 2002). Entretanto, há recomendações de que a abordagem mais adequada na modelagem dessas

florestas empregue modelos em nível de árvore individual. Esses modelos são mais flexíveis que modelos globais (PORTÉ; BARTELINK, 2002), pois proporcionam boa estimativa do crescimento, fornecem informações detalhadas sobre a estrutura da floresta, permitem considerações a respeito de tratamentos silviculturais (CRECENTE-CAMPO et al., 2010) e não são limitados por composição de espécies, tratamentos silviculturais ou idade das árvores (HASENAUER, 2006).

Porém, a utilização de modelos em nível de árvore individual para fins de simulação da dinâmica em florestas mistas requer a utilização de um conjunto de submodelos, como modelo de incremento individual, modelo de sobrevivência individual e modelo de recrutamento (PUKKALA et al., 2011; JUMA et al., 2014; de-MIGUÉL et al., 2014). A combinação desses modelos gera então estimativas do incremento periódico da floresta, com resolução individual, e permite simular sua estrutura em períodos de tempo pré-determinado.

Neste capítulo o objetivo foi analisar o incremento diamétrico e em área basal de toda a comunidade arbórea e da araucária em fragmentos florestais no extremo sul paranaense. Adicionalmente, foram desenvolvidos modelos individuais de incremento e sobrevivência e modelos de recrutamento para a comunidade e araucária. Tais modelos foram otimizados simultaneamente, gerando projeções da estrutura diamétrica da floresta para períodos de quatro anos. As seguintes hipóteses foram testadas:

- Os incrementos da comunidade e das populações de araucária são variáveis em função de características estruturais da floresta;
- A utilização de modelos otimizados para fins de projeção da estrutura diamétrica da floresta e da araucária promove melhorias nas estimativas da estrutura diamétrica futura.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os dados utilizados neste capítulo para estudos da comunidade arbórea são oriundos de oito unidades amostrais permanentes, enquanto os estudos das populações de araucária são oriundo de sete dessas parcelas, localizadas em General Carneiro, PR, como descrito no Capítulo 1. Adicionalmente, para os procedimentos de validação do modelo de projeção da estrutura, conforme será abordado no item 2.5, foram utilizados dados de 3 parcelas permanentes de 1 ha cada, localizadas no município de São João do Triunfo, PR, em área da Estação Experimental Doutor Rudi Arno Seitz, pertencente à Universidade Federal do Paraná. O local apresenta altitude média de 780 m sobre o nível do mar, com clima Cfb, conforme classificação de Koppen e vegetação típica da Floresta Ombrófila Mista.

2.1 AVALIAÇÃO DO INCREMENTO ARBÓREO

O crescimento da floresta no período de 1999 a 2013 foi avaliado com base no incremento diamétrico individual e incremento em área basal da comunidade. Os cálculos foram baseados nas árvores incluídas na primeira medição que permaneceram vivas até o momento da última avaliação. Os incrementos diâmetros e em área basal foram obtidos para toda a floresta (comunidade) e para araucária. Calculou-se o incremento periódico anual conforme expressões 1 e 2.

$$IP_{dap} = dap_{t1} - dap_{t0} \quad \text{e} \quad IPA_{dap} = \frac{IP_{dap}}{T} \quad (1)$$

$$IP_G = G_{t1} - G_{t0} \quad \text{e} \quad IPA_G = \frac{IP_G}{T} \quad (2)$$

Em que:

IP = Incremento Periódico (cm);

IPA = Incremento Periódico Anual (cm.ano⁻¹);

T = Intervalo de avaliação (anos);

dap = diâmetro à altura do peito (1,30 m);

G = área basal;

t_0 = avaliação inicial;

t_1 = avaliação final.

As médias dos incrementos por parcela e por classe diamétrica, seja para a comunidade ou para araucária, foram comparadas estatisticamente por meio de análise de variância (ANOVA), seguida por teste de Student-Newman-Keuls (SNK) a 95% de probabilidade. A homogeneidade das variâncias foi verificada por meio do teste de Levene.

2.2 DESENVOLVIMENTO DE SUBMODELOS

A estrutura diamétrica da comunidade e da araucária foi projetada para intervalos de quatro anos, por meio de submodelos de recrutamento, incremento e sobrevivência, otimizados simultaneamente junto a um modelo de razão de movimentação. Com o objetivo de limitar o número de variáveis no processo de otimização, optou-se pela simplicidade e consonância biológica dos modelos empregados, sendo selecionados aqueles apresentados na Tabela 2.1. As principais variáveis selecionadas como preditoras nos modelos foram o diâmetro à altura do peito (dap), área basal total (G) e área basal de árvores maiores (*basal area of larger trees* - BAL), que refere-se à área basal representada pela soma das áreas transversais de todos os indivíduos maiores que o indivíduo alvo da modelagem. Essa variável é um indicativo do processo de competição assimétrica entre os indivíduos de uma floresta (BURKHART; TOMÉ, 2012).

Os modelos logísticos de sobrevivência foram inicialmente ajustados por meio do método da máxima verossimilhança, enquanto os demais foram ajustados por meio do método dos mínimos quadrados. Os pressupostos de normalidade, homocedasticidade e independência dos resíduos foram verificados. No caso do modelo de incremento para a comunidade, o valor de 0,5 foi acrescido na variável “y” visando corrigir o efeito de incrementos negativos. Os coeficientes dos modelos foram então utilizados como variáveis de decisão no processo de otimização, enquanto seus intervalos de confiança foram empregados como restrições. Todos os modelos foram ajustados para um período de quatro anos.

TABELA 2.1 - MODELOS DE SOBREVIVÊNCIA, RECRUTAMENTO E INCREMENTO PARA A COMUNIDADE ARBÓREA E PARA ARAUCÁRIA.

Modelo	Comunidade	Araucária
Sobrevivência (%)	$S = \frac{e (\beta_0 + \beta_1 \cdot dap)}{1 + e (\beta_0 + \beta_1 \cdot dap)}$ (3)	$S = \frac{e (\beta_0 + \beta_1 \cdot dap + \beta_2 \cdot BAL)}{1 + e (\beta_0 + \beta_1 \cdot dap + \beta_2 \cdot BAL)}$ (4)
Recrutamento (N.ha ⁻¹ .4 anos ⁻¹)	$R = \beta_0 + \beta_1 \cdot G + \beta_2 \cdot G^2$ (5)	$R = \beta_0 + \beta_1 \cdot G$ (6)
Incremento (cm.4 anos ⁻¹)	$\ln I = (\beta_0 + \beta_1 \cdot \ln dap + \beta_2 \cdot \ln BAL) - 0,5$ (7)	$I = \beta_0 + \beta_1 \cdot dap + \beta_2 \cdot BAL$ (8)

Em que: β : coeficiente do modelo; dap: diâmetro à altura do peito; BAL: Área basal de árvores maiores; G: Área Basal; Ln: Logaritmo natural.

FONTE: O autor (2016).

2.3 PROJEÇÃO DA ESTRUTURA DIAMÉTRICA

A projeção da estrutura diamétrica foi feita para toda a floresta e para a araucária por meio da razão de movimentação, técnica já empregada com sucesso em estudos na Floresta Ombrófila Mista (STEPKA et al., 2010; EBLING et al., 2012; DALLA LANA et al., 2015). Essa técnica assume que as árvores estão uniformemente distribuídas em cada classe diamétrica e que cada árvore cresce a uma taxa média. Uma razão de movimentação é então determinada para cada classe a partir de sua amplitude e de seu incremento médio (9), resultando no número de árvores que migram para a classe seguinte (VANCLAY, 1994). Desse modo, o método projeta a distribuição diamétrica futura a partir das condições atuais, com base em informações de incremento diamétrico, recrutamento e sobrevivência, que neste trabalho foram estimados por meio dos modelos apresentados na Tabela 2.1.

$$mi = \frac{\overline{IPi}}{\Delta D} \quad (9)$$

Em que:

mi = razão de movimentação da i-ésima classe;

\overline{IPi} = Incremento periódico médio em diâmetro da i-ésima classe (cm);

ΔD = Amplitude da classe (cm).

2.4 OTIMIZAÇÃO DOS MODELOS

Os coeficientes dos modelos foram otimizados dentro de seus respectivos intervalos de confiança, em que a função objetivo (10) consistiu na minimização da diferença entre a estrutura projetada pela razão de movimentação e a estrutura diamétrica observada, seja para toda a floresta ou para a araucária, conforme Pukkala et al. (2011).

$$\min z = \sum_{j=1}^J \sum_{i=1}^{I_j} (Go(di) - Gp(di))^2 + 0,0001 \sum_{j=1}^J \sum_{i=1}^{I_j} (Fo(di) - Fp(di))^2 \quad (10)$$

Em que:

z = função objetivo;

J = número de parcelas;

I_j = número de classes;

Go = Área basal observada ($m^2 \cdot ha^{-1}$);

Gp = Área basal projetada ($m^2 \cdot ha^{-1}$);

Fo = Frequência observada ($N \cdot ha^{-1}$);

Fp = Frequência projetada ($N \cdot ha^{-1}$);

di = centro da classe diamétrica;

0,0001 = fator de correção da densidade.

A otimização foi realizada em função da frequência de indivíduos e da área transversal por classe diamétrica, com base em dados das parcelas permanentes. O método de otimização empregado foi o Gradiente Reduzido Generalizado não linear (GRG não linear). A abordagem básica do método GRG envolve a linearização da função objetivo e de suas restrições a uma solução ótima local. O conceito de gradiente reduzido é então empregado, que consiste em dividir o conjunto de variáveis em um grupo de variáveis básicas e um grupo de variáveis não básicas. Finalmente, as restrições são eliminadas e o espaço das variáveis de decisão é reduzido apenas a variáveis não básicas. O método obtém então sucessivas soluções aproximadas para o problema, em um processo contínuo até que as condições ótimas sejam encontradas (LASDON et al., 1974; LEE et al., 2004; SHARMA; GLEMMESTAD, 2013).

Visando garantir que a solução ótima final é a mais próxima possível da solução global, devem ser empregados múltiplos inícios à rotina de busca. Neste trabalho foi utilizada uma população de 100 pontos na multi-inicialização. Desse modo, o método GRG é aplicado a cada um dos pontos iniciais e a solução ótima local é armazenada para cada ponto. Finalmente, após a exploração total dos pontos de inicialização, a solução que minimiza a função objetivo é escolhida como a melhor solução ótima, que consistirá no resultado mais próximo da solução global.

A significância dos coeficientes foi avaliada pelo valor de “t”, obtido pela razão da média do valor de cada coeficiente pelo seu respectivo desvio padrão (11). Essa abordagem, sugerida por Pukkala et al. (2011), consiste em repetir o processo de otimização por 30 vezes, registrando-se em cada repetição os valores otimizados dos coeficientes de cada modelo. A partir desse processo, obtém-se a média, desvio padrão, erro padrão da média (12) e intervalos de confiança (13) para cada coeficiente. A verificação da significância dos coeficientes por meio desse processo se dá pelo fato de que a média da amostra (média dos valores obtidos para cada coeficiente) aumenta em significância quando acompanhada de um baixo desvio padrão (RUHS et al., 2013). Ou seja, considerando que cada simulação retornará um resultado aproximado da solução ótima global, em cada repetição para cada coeficiente, quando a variação dos valores da amostra for pequena (baixo desvio padrão), a média (coeficiente) será mais significativa.

$$t_i = \frac{\bar{x}}{s} \quad (11)$$

$$s_{\bar{x}} = \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (12)$$

$$IC = \bar{x} \pm s_{\bar{x}} \quad (13)$$

Em que:

t_i = valor de t calculado para o coeficiente “i”;

$s_{\bar{x}}$ = Erro padrão da média de cada coeficiente;

s = desvio padrão de cada coeficiente

n = número de repetições

IC = Intervalo de confiança;

\bar{x} = média de cada coeficiente.

2.5 AVALIAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO DE PROJEÇÃO

Avaliou-se a aderência entre as simulações geradas e os dados observados por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov. Calculou-se também o erro quadrático por classe diamétrica (14) e a raiz do erro médio quadrático (15).

$$EQ = (f_e - f_i)^2 \quad (14)$$

$$REMQ = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^i (f_e - f_i)^2}{N}} \quad (15)$$

Em que:

f_e = frequência estimada para a classe i ($N \cdot ha^{-1}$);

f_i = frequência observada da classe i ($N \cdot ha^{-1}$);

N = número de classes.

Conforme Vanclay (1994), a validação (*validation* ou *benchmarking*¹) de um modelo requer a comparação de seus resultados com dados diferentes e independentes daqueles utilizados em seu ajuste, permitindo checar as previsões com valores reais observados. A validação deve ser feita com base em dois elementos principais: viés e precisão. O viés refere-se aos desvios da média dos erros do modelo em relação à zero, ou seja, representa os desvios sistemáticos entre os valores preditos e observados. A precisão refere-se à amplitude dos erros do modelo, ou seja, indica a concentração dos valores preditos em volta da média aritmética das previsões (BURKHART; TOMÉ, 2012). Pretzsch (2009) sugere que a validação de modelos contemple também o cálculo de sua acurácia, que representa o grau com que as estimativas aproximam-se da realidade. Neste trabalho, a validação da projeção foi feita com base em dados oriundos de parcelas permanentes instaladas em São João do Triunfo, PR. Foram utilizados dados de três parcelas de 1 ha cada, em que o modelo de projeção foi aplicado para os anos de 2001, 2005 e 2009, gerando um total de nove repetições. Com base nos dados observados e nas simulações geradas, foram calculadas as estatísticas viés (16), precisão (17) e acurácia (18), conforme Pretzsch (2009) e Burkhart e Tomé (2012).

¹ Vanclay (1994) sugere a utilização do termo "*benchmarking*" ao invés de "*validation*" ao se tratar da verificação quantitativa de modelos. Conforme tradução, *benchmarking* denota a avaliação ou checagem de algo (resultados do modelo) por meio da comparação com dados padrão ou de referência.

$$\bar{e} = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{x}_i - x_i)}{n} \text{ e } e_{\%} = \frac{\bar{e}}{\bar{X}} 100 \quad (16)$$

$$s_e = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{x}_i - \bar{e} - x_i)^2}{n-1}} \text{ e } s_{e\%} = \frac{s_e}{\bar{X}} 100 \quad (17)$$

$$m_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{x}_i - x_i)^2}{n-1}} \text{ e } m_{x\%} = \frac{m_x}{\bar{X}} 100 \quad (18)$$

Em que:

\hat{x}_i = variável estimada (N ou G);

x_i = Variável observada (N ou G);

\bar{X} = Média da variável observada;

n = número de observações;

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 ANÁLISE DO INCREMENTO - COMUNIDADE

O incremento da comunidade arbórea foi analisado entre as parcelas e classes diamétricas. A comparação foi feita utilizando-se as subunidades como repetições. O IPA em dap variou de 0,17 cm.ano⁻¹ na parcela 5, a 0,40 cm.ano⁻¹ na parcela 8, com média para a comunidade de 0,27 cm.ano⁻¹ (Tabela 2.2). Quando o IPA é comparado estatisticamente, observa-se três grupos de semelhança, em que as parcelas 5 e 3 são aquelas com os menores incrementos, as parcelas 4, 7 e 1 são as de incremento intermediário, e as parcelas 6, 2 e 8 são as com os maiores incrementos.

TABELA 2.2 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) EM DIÂMETRO (DAP) E ÁREA BASAL (G) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM PARCELAS PERMANENTES.

dap		G	
Parcela	IPA* (cm.ano ⁻¹)	Parcela	IPA* (m ² .ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
5	0,17a	1	0,174 a
3	0,17a	2	0,213 ab
4	0,21b	4	0,268 b
7	0,24b	6	0,376 c
1	0,28b	8	0,381 c
6	0,32c	3	0,357 c
2	0,39c	5	0,411 c
8	0,40c	7	0,515 c
Média	0,27	Média	0,337

*Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste SKN a 95% de confiança. Análise de variância significativa: dap = F calculado = 24,33, p < 0,00, Teste de Levene para homogeneidade das variâncias = 1,03, p < 0,4108; G = F calculado = 12,96, p < 0,00, Teste de Levene para homogeneidade das variâncias = 1,66, p < 0,119.

FONTE: O autor (2016).

O IPA em área basal (G) por hectare variou de 0,174 m².ha.ano⁻¹ (parcela 1) a 0,515 m².ha.ano⁻¹ (parcela 7), com média de 0,337 m².ha.ano⁻¹ (Tabela 2.2). Os incrementos em G foram divididos em três grupos de semelhanças, sendo que a maior parte das parcelas (5) apresentou incremento superior e estatisticamente semelhante entre si.

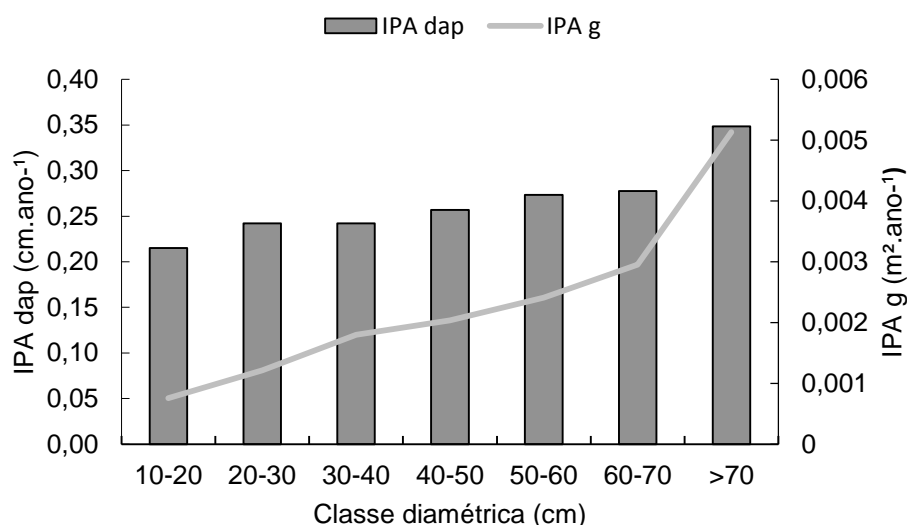
Os valores de IPA em dap e em G estão de acordo com os encontrados na literatura para a Floresta Ombrófila Mista. Corte et al. (2014), analisando diversos

trabalhos desenvolvidos no âmbito da Floresta Ombrófila Mista, constataram que a média do incremento em dap nessa formação florestal é de $0,23 \text{ cm.ano}^{-1}$ e de $0,34 \text{ m}^2.\text{ano}^{-1}$ em G, valores bem próximos aos observados no presente estudo.

Com o objetivo de explicar as diferenças observadas no IPA entre as parcelas, efetuou-se uma análise de correlação simples entre os incrementos e as variáveis estruturais G e N. A variável G apresentou correlação inversa e significativa com o IPA em dap ($r = -0,72$; $p = 0,024$) e correlação direta e significativa com o IPA em G ($r = 0,77$; $p = 0,023$). Tais resultados indicam que quanto maior a ocupação do ambiente florestal menor tende a ser o incremento diamétrico, porém, maior tende a ser o incremento em área basal. Tal relação também é perceptível por meio da análise da magnitude dos incrementos entre as parcelas, pois a ordem de grandeza do incremento em G diferiu daquela em dap. Como exemplo, cita-se as parcelas 5 e 3, que apresentaram os menores incrementos em dap, porém, estão entre as parcelas com os maiores incrementos em G. Justifica-se esse resultado pelo fato de que, embora o incremento diamétrico seja menor, o maior número de indivíduos presentes nessas parcelas compensa o menor incremento individual, tanto que as três parcelas com maior densidade (3, 5 e 7) são também as com maior incremento em G.

A relação inversa entre incremento diamétrico e área basal de uma floresta se dá em função da competição por recursos entre os seus indivíduos, pois quanto maior a densidade ou a ocupação do ambiente, menor tende a ser o incremento individual (ASSMANN, 1970; PERRY, 1985). Em florestas maduras a competição tende a ser predominantemente assimétrica em relação ao tamanho do indivíduo, ou seja, árvores grandes capturam uma quantidade maior de recursos e, por isso, tendem a crescer a uma taxa superior, quando comparadas às árvores menores (SCHWINNING; WEINER, 1998). Tal característica pode ser observada na Figura 2.1.

FIGURA 2.1 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) EM DAP E g (MÉDIA INDIVIDUAL) DA COMUNIDADE ARBÓREA DE REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, POR CLASSE DIAMÉTRICA, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.



FONTE: O autor (2016).

Esse padrão pôde ser observado tanto para o incremento em dap como em área transversal média individual (g). Contudo, apesar da tendência crescente do incremento diamétrico em função da classe, quando comparados estatisticamente não houve diferença significativa ($F = 0,89$; $p = 0,87$). Por outro lado, o incremento em g foi estatisticamente superior nas classes maiores (Classes 50-60 cm, 60-70 cm e > 70 cm; $F = 18,46$; $p < 0,000$), uma vez que um incremento diamétrico igual em árvores com diferentes diâmetros resultará em um incremento maior em área transversal para a árvore de maior diâmetro.

3.2 ANÁLISE DO INCREMENTO - ARAUCÁRIA

Quando comparado o IPA em dap para a população de araucária isoladamente, observa-se que os valores de incremento variaram de $0,12 \text{ cm.ano}^{-1}$ (parcela 5) a $0,36 \text{ cm.ano}^{-1}$ (parcela 2), com diferenças significativas entre as parcelas (Tabela 2.3). A média do incremento para a espécie foi de $0,25 \text{ cm.ano}^{-1}$. A parcela 8 foi excluída dessas análises em função do reduzido número de araucárias presentes.

TABELA 2.3 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) EM DAP DE ARAUCÁRIA EM PARCELAS PERMANENTES EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NO EXTREMO SUL PARANAENSE, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.

Parcela	N araucária (Nha ⁻¹)	G araucária (m ² .ha ⁻¹)	IPA dap* (cm.ano ⁻¹)
5	147	20,47	0,12 a
3	159	13,35	0,20 b
4	167	25,57	0,20 b
1	62	14,69	0,26 bc
7	81	8,20	0,29 cd
6	213	19,51	0,33 cd
2	37	11,37	0,36 d
Média	123,71	16,16	0,25

*Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste SKN a 95% de confiança. Análise de variância significativa (F calculado = 15,64, $p < 0,000$), Teste de Levene para homogeneidade das variâncias = 1,803 ($p = 0,102$).

FONTE: O autor (2016).

Observa-se que a ordem de grandeza dos incrementos em dap de araucária entre as parcelas foi semelhante à observada para a comunidade (Tabela 2.2). Isso indica que os mesmos fatores favoráveis e desfavoráveis ao crescimento da comunidade operam de forma semelhante sobre a araucária.

O IPA em G de araucária variou de 0,1278 m².ha⁻¹.ano⁻¹ (parcela 5) a 0,3172 m².ha⁻¹.ano⁻¹ (parcela 6), com média de 0,1840 m².ha⁻¹.ano⁻¹. Houve diferença significativa entre as parcelas (Tabela 2.4). Semelhante ao observado para a comunidade, observa-se tendência de maior incremento em G nas unidades com maior número de indivíduos da espécie. Exceção é a parcela 5 que, embora apresente um número elevado de indivíduos de araucária, também é a parcela com maior densidade e área basal, o que pode configurar como um fator restritivo ao crescimento da espécie, visto que nessa parcela o incremento em dap também foi o menor.

Avaliando a correlação entre as variáveis estruturais da floresta (G e N) e o incremento de araucária, observa-se relação inversa entre o IPA em d com G ($r = -0,78$; $p = 0,02$) e com N ($r = -0,76$; $p < 0,03$), indicando menor incremento diamétrico em ambientes mais estocados, assim como observado para toda a comunidade. Já o IPA em G apresentou correlação direta apenas com N ($r = 0,74$; $p = 0,03$), também como observado para a comunidade, uma vez que um maior número de indivíduos tende a resultar em maior incremento em G.

TABELA 2.4 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) EM G DE ARAUCÁRIA POR PARCELAS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NO EXTREMO SUL PARANAENSE, NO PERÍODO DE 1999 A 2013.

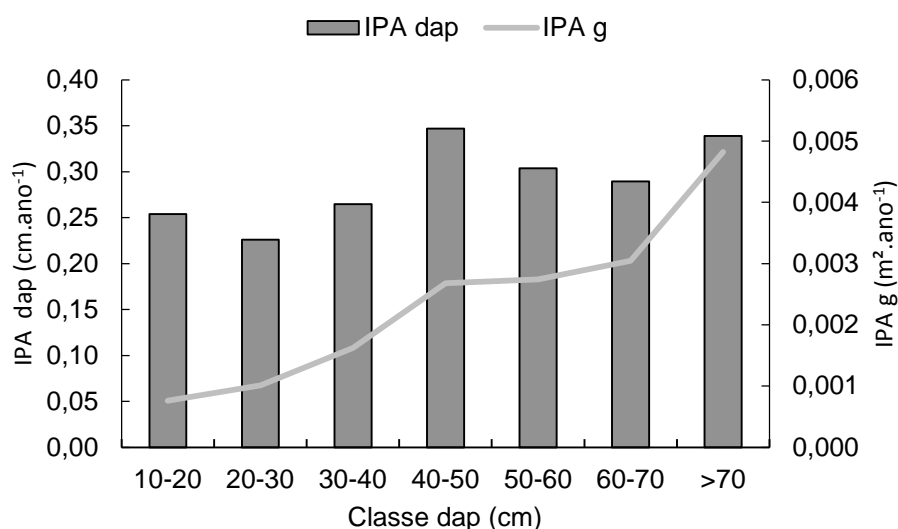
Parcela	IPA G* (m ² .ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
5	0,1278 a
1	0,1502 ab
7	0,1525 ab
2	0,1522 ab
3	0,1746 ab
4	0,2135 b
6	0,3172 c
Média	0,1840

*Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste SNK a 95% de confiança. Análise de variância significativa (F calculado = 8,29, p < 0,00), Teste de Levene para homogeneidade das variâncias = 2,03 (p = 0,053).

FONTE: O autor (2016).

Em relação ao incremento por classe diamétrica (Figura 2.2), observa-se que a classe de 40-50 cm foi a que apresentou maior incremento em dap, porém não houve diferença estatística entre os incrementos diamétricos das diferentes classes (F = 0,63; p = 0,70). Semelhante ao observado para a comunidade, o incremento em área transversal individual da araucária apresenta tendência crescente em relação às classes diamétricas, resultando em diferenças significativas entre o incremento das maiores quando comparado às menores classes (classes 40-50 cm a >70 cm; F = 5,84 p < 0,000).

FIGURA 2.2 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) DA ARAUCÁRIA EM DAP E g (MÉDIA INDIVIDUAL) POR CLASSE DIAMÉTRICA.



FONTE: O autor (2016).

O incremento em dap e G da araucária é bastante variável, quando comparado com trabalhos desenvolvidos em outras regiões. Stepka (2008), observou incremento diamétrico para araucária de $0,45 \text{ cm.ano}^{-1}$ e de $0,1217 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ em G na região Centro-Sul do Paraná, considerando um período de seis anos de avaliação. Cubas (2011) registrou incremento em dap de $0,27 \text{ cm.ano}^{-1}$ e de $0,1874 \text{ m}^2.\text{ano}^{-1}$ em G no planalto norte catarinense, considerando cinco anos de avaliação, valores bem próximos ao deste estudo. Ebling (2012) observou incremento diamétrico de $0,15 \text{ cm.ano}^{-1}$ na região nordeste do Rio Grande do Sul em nove anos de monitoramento. Barth Filho (2002), em trabalho desenvolvido na mesma área que este, no período de 1998 a 2000, contatou incrementos diamétricos para a araucária que variaram de $0,07 \text{ cm.ano}^{-1}$ a $0,30 \text{ cm.ano}^{-1}$. As variações observadas entre os trabalhos podem ser atribuídas a diferentes condições de sítio e estágios sucessionais. Ainda, o período de avaliação pode ter influência sobre os incrementos, uma vez que esses estão sujeitos às variações meteorológicas de cada período.

3.3 MODELAGEM DA SOBREVIVÊNCIA, RECRUTAMENTO E INCREMENTO

A projeção da estrutura diamétrica da floresta e da araucária foi feita a partir de modelos de sobrevivência, recrutamento e incremento diamétrico. Os modelos foram ajustados e otimizados de forma simultânea junto a um modelo de razão de movimentação para um período de quatro anos. Na Tabela 2.5 estão apresentadas as variáveis dos modelos com seus respectivos coeficientes, intervalos de confiança e valor de t.

Na modelagem da sobrevivência considerando toda a comunidade, apenas a variável dap foi considerada significativa, apresentando relação direta com a probabilidade de sobrevivência dos indivíduos. Isso implica que a mortalidade é maior nas menores classes diamétricas, sendo reduzida nas maiores (Figura 2.3a). Tais resultados condizem com o observado no Capítulo 1, em que a mortalidade foi maior nas menores classes.

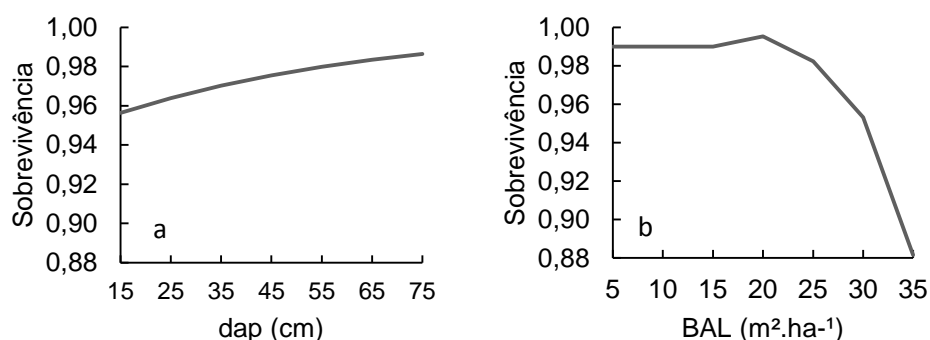
TABELA 2.5 - COEFICIENTES DOS MODELOS DE SOBREVIVÊNCIA, RECRUTAMENTO E INCREMENTO, AJUSTADOS PARA A FLORESTA E PARA ARAUCÁRIA.

Floresta					
Sub modelo	Variável	Coeficientes	IC+	IC-	t
Sobrevivência	b0	2,7866	2,79	2,46	85,99
	dap	0,0200	0,02	0,02	47,32
Recrutamento	b0	255,0112	321,96	226,33	23,50
	G	-16,6763	0,33	0,31	216,32
	G ²	0,3089	-0,64	-16,94	10,13
Incremento	b0	1,0878	1,18	1,09	120,74
	Ln (dap)	-0,1582	-0,10	-0,16	26,37
	Ln (BAL)	-0,1600	-0,16	-0,18	88,78
Araucária					
Sub modelo	Variável	Coeficientes	IC+	IC-	"t"
Sobrevivência	b0	5,6015	5,7154	5,2425	70,09
	dap	0,0670	0,0689	0,0418	22,21
	BAL	-0,1213	-0,1000	-0,2320	9,69
Recrutamento	b0	8,7901	10,8810	8,4639	36,77
	G	-2,3737	-0,9462	-2,4720	16,14
Incremento	b0	1,5327	1,5977	1,4998	135,87
	dap	-0,0063	-0,0046	-0,0063	36,77
	BAL	-0,0340	-0,0332	-0,0352	74,40

Em que: β_0 = Intercepto do modelo; dap: diâmetro à altura do peito; BAL: Área basal de árvores maiores; Ln: Logaritmo neperiano; IC: Intervalo de Confiança.

FONTE: O autor (2016).

FIGURA 2.3. MODELAGEM DA SOBREVIVÊNCIA EM FUNÇÃO DO DIÂMETRO CONSIDERANDO TODOS OS INDIVÍDUOS DA FLORESTA (a) EM FUNÇÃO DA BAL PARA A ARAUCÁRIA (b).



FONTE: O autor (2016).

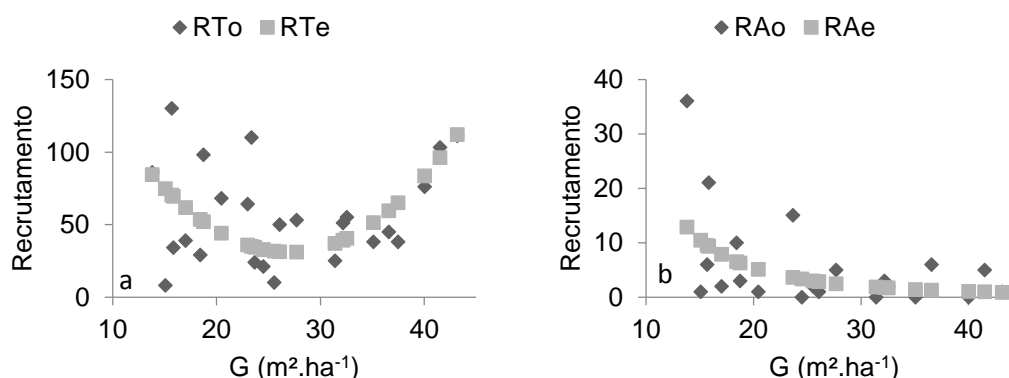
A modelagem da sobrevivência da araucária incluiu a variável BAL, além do dap, como variável explicativa. Observa-se com base nos coeficientes que, semelhante à modelagem para a floresta, o dap apresenta relação direta com a sobrevivência, enquanto a BAL apresenta relação inversa, indicando sensibilidade da araucária à competição, especialmente nas menores classes (Figura 3b).

Observa-se ainda que a partir de $20 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ de BAL, a sobrevivência cai expressivamente, passando de 99% a 88% aos $35 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$.

A modelagem da probabilidade de sobrevivência individual em função do dap e BAL é comum em diversos trabalhos na área florestal (COBLE et al., 2012; YANG et al., 2003; EID; TUHUS, 2001). Crecente-Campo et al. (2010) em estudos com *Pinus sylvestris* L., constataram que indivíduos de maiores dimensões apresentam maior probabilidade de sobrevivência, enquanto um aumento em variáveis como BAL acarreta na redução da probabilidade de sobrevivência. A maior probabilidade de sobrevivência nas classes maiores e menor probabilidade em indivíduos sob competição, como observado neste trabalho, indica que quanto maior a densidade da floresta e mais suprimidos estiverem os indivíduos, maior será a probabilidade de mortalidade nas menores classes (MA; LEI, 2015).

O recrutamento foi modelado em função da área basal da floresta. Considerando que o modelo com melhor ajuste para o recrutamento total foi um polinômio de segundo grau, observa-se que o recrutamento é maior nas parcelas com menor área basal, atingindo o mínimo nas áreas basais intermediárias e tendendo ao aumento nas parcelas com maiores área basal (Figura 2.4). O recrutamento da araucária também é maior nas parcelas de menor área basal, porém tende à redução e estabilização à medida que a área basal da floresta aumenta.

FIGURA 2.4 - DISPERSÃO DO RECRUTAMENTO E MODELAGEM EM FUNÇÃO DA ÁREA BASAL PARA A COMUNIDADE ARBÓREA (a) E PARA POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA (b) EM PERÍODOS DE 4 ANOS.



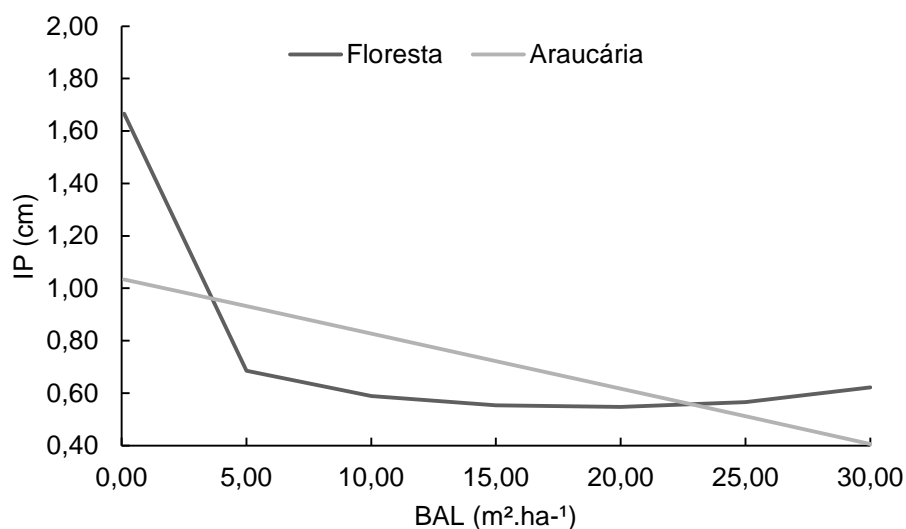
Em que: RTo: recrutamento total observado ($\text{N ha}^{-1} 4 \text{ anos}^{-1}$); RTe: recrutamento total estimado ($\text{N ha}^{-1} 4 \text{ anos}^{-1}$); RAo: recrutamento da araucária observado ($\text{N ha}^{-1} 4 \text{ anos}^{-1}$); RAe: recrutamento da araucária estimado ($\text{N ha}^{-1} 4 \text{ anos}^{-1}$).

FONTE: O autor (2016).

A área basal da floresta também foi considerada como a principal preditora na modelagem do recrutamento em diversas tipologias florestais (QIN 1998; FORTIN; DEBLOIS, 2007; KLOPCIC et al. 2012). Em geral, o recrutamento tende a ser maior em situações de menor densidade e área basal, uma vez que há maior disponibilidade de recursos para os indivíduos recruta, tendendo à redução e estabilização com o aumento da competição (YANG; HUANG, 2015), assim como observado para a araucária. Contudo, a modelagem considerando toda a comunidade indica aumento no recrutamento a partir dos 30 m².ha⁻¹ de área basal, após esse ter atingido um mínimo. Tal comportamento é reflexo do conjunto de espécies com diferentes comportamentos ecológicos englobadas pelo modelo. Enquanto as espécies pioneiras e secundárias iniciais tendem a recrutar em ambientes mais abertos, com maior disponibilidade de luz; espécies tolerantes à sombra podem recrutar e se desenvolver em ambientes com maior cobertura (SCHUPP et al., 1989; WRIGHT et al., 2003; VALLADARES; NIINEMETS, 2008). Recrutamento crescente em condições de elevada área basal também foi observado por Orellana (2014) para grupos de espécies do sub-bosque e umbrófilas do dossel na Floresta Ombrófila Mista.

Em relação à modelagem do incremento, os resultados indicam relação inversa entre *BAL* e o diâmetro sobre o incremento, quando considerado todos os indivíduos e também a araucária (Figura 2.5). Com base no modelo para a comunidade, indivíduos das maiores classes, sob pouca competição, podem crescer até 1,67 cm em 4 anos (média de 0,42 cm.ano⁻¹), enquanto que com base no modelo para araucária, os indivíduos dessa espécie podem crescer até pouco mais que 1 cm em 4 anos (média de 0,25 cm.ano⁻¹). Por outro lado, indivíduos das menores classes sob forte competição, de acordo com o modelo da comunidade apresentam incremento de cerca de 0,60 cm (0,15 cm.ano⁻¹) e para os indivíduos de araucária nas menores classes o incremento é de 0,41 (0,10 cm ano⁻¹). Tais resultados estão dentro da amplitude observada, seja para a comunidade ou para a araucária, já discutidos neste capítulo.

FIGURA 2.5 - INCREMENTO PERIÓDICO (4 ANOS) DA COMUNIDADE ARBÓREA E POPULAÇÕES DE ARAUCÁRIA EM FUNÇÃO DE BAL, EM REMANESCENTES DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA.



FONTE: O autor (2016).

3.4 MODELAGEM DA PROJEÇÃO DIAMÉTRICA

Com base nos modelos otimizados de sobrevivência, recrutamento e incremento, foi possível projetar a estrutura futura da floresta e da araucária para um período de 4 anos. Sendo assim, considerou-se a estrutura inicial em 2001 e efetuou-se projeções para 2005, 2009 e 2013, sempre com base na estrutura simulada de 4 anos anteriores aos respectivos períodos. Com o objetivo de avaliar o desempenho do método de otimização dos modelos, comparou-se este com o método da razão de movimentação tradicional, empregando-se as taxas médias de mortalidade e incremento por classe diamétrica e taxas médias de recrutamento, como tem sido usual nos trabalhos que empregam esse método.

3.4.1 Floresta

Observa-se que a razão de movimentação tradicional gerou superestimativas em todos os anos, enquanto o método da otimização dos modelos gerou subestimativas nos anos de 2009 e 2013 e superestimativa no ano de 2005 (Tabela 2.6). Entretanto, apesar dessas diferenças, as estruturas estimadas por ambos os

métodos foram aderentes à estrutura observada com base no teste de Kolgomorov-Smirnov a 99% de probabilidade, considerando todos os períodos analisados.

TABELA 2.6 - DADOS REAIS E ESTIMATIVAS GERADAS PELO MÉTODO DA OTIMIZAÇÃO DOS MODELOS E RAZÃO DE MOVIMENTAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA PARA OS ANOS DE 2005, 2009 E 2013.

Centro de Classe	2005 (N.ha ⁻¹)			2009 (N.ha ⁻¹)			2013 (N.ha ⁻¹)		
	FO	OT	RM	FO	OT	RM	FO	OT	RM
15	259	268	279	281	269	297	290	268	317
25	94	98	96	99	107	104	103	117	111
35	36	37	37	37	40	39	37	44	41
45	25	25	25	25	25	24	25	25	25
55	17	6	7	18	7	9	17	9	10
65	8	7	7	8	7	7	9	7	7
>75	7	5	6	7	5	6	8	5	6
Total	445	446	457	475	460	485	489	474	516

Em que: FO: frequência observada; OT: método da otimização dos modelos; RM: método da razão de movimentação.

FONTE: O autor (2016).

O desempenho dos métodos de projeção também foi comparado por meio do quadrado das diferenças entre as estimativas e o observado (Tabela 2.7). Esse método de avaliação permite uma análise mais pontual, possibilitando a identificação das classes diamétricas onde há mais divergência nas estimativas, sendo possível então identificar o método de projeção de maior eficiência.

TABELA 2.7 - QUADRADO MÉDIO DAS DIFERENÇAS POR CLASSE DIAMÉTRICA, SOMA DOS QUADRADOS E RAIZ DO ERRO MÉDIO QUADRÁTICO PARA OS MÉTODOS DE PROJEÇÃO E ANOS AVALIADOS.

Centro de Classe	Modelos			Razão de Movimentação		
	2005	2009	2013	2005	2009	2013
15	77,4	137,7	491,4	423,8	265,4	695,2
25	16,9	56,6	199,5	6,1	19,4	64,3
35	1,9	12,5	42,6	0,8	5,4	16,8
45	0,1	0,2	0,1	0,2	0,6	0,0
55	114,4	113,4	78,0	100,5	90,6	55,1
65	0,4	0,8	5,9	0,5	0,8	5,2
>75	1,3	5,1	10,2	0,5	2,3	4,8
SQ	212,5	326,5	827,7	532,4	384,5	841,4
REMQ	5,51	6,83	10,87	8,72	7,41	10,96

Em que: SQ: Soma dos quadrados; REMQ: Raiz do erro médio quadrático.

FONTE: O autor (2016).

De modo geral a otimização dos modelos apresentou desempenho superior em todos os anos, considerando os valores da REMQ. As maiores discrepâncias geradas por esse método ocorreram na classe inicial e na classe de 50-60 cm, semelhante ao obtido por meio da razão de movimentação. Considerando a projeção ao longo do tempo por meio dos modelos otimizados, observa-se que os menores erros foram obtidos para a simulação de 4 anos (2005), embora muito próximo ao observado para a simulação de 8 anos (2009). A simulação para o período de 12 anos (2013) foi a que apresentou a maior discrepância.

3.4.2 Araucária

Nas projeções para a araucária, ambos os métodos apresentaram superestimativas no número total de indivíduos, sendo essas superiores quando empregada a razão de movimentação tradicional (Tabela 2.8). Entretanto, ambos os métodos foram eficazes na geração das estimativas e houve aderência em todos os períodos, com base no teste de Kolmogorov-Smirnov, a 99% de probabilidade.

TABELA 2.8 - DADOS REAIS E ESTIMATIVAS GERADAS PELO MÉTODO DA OTIMIZAÇÃO DOS MODELOS E RAZÃO DE MOVIMENTAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DE ARAUCÁRIA EM UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA PARA OS ANOS DE 2005, 2009 E 2013.

Centro de Classe	2005 (N.ha ⁻¹)			2009 (N.ha ⁻¹)			2013 (N.ha ⁻¹)		
	FO	OT	RM	FO	OT	RM	FO	OT	RM
15	47	47	47	48	46	46	44	46	46
25	27	28	29	28	29	31	30	30	32
35	23	23	23	23	24	24	23	24	24
45	21	21	21	21	21	21	21	21	21
55	14	15	15	16	15	16	17	16	17
65	7	7	8	7	8	9	7	9	10
>75	3	4	4	4	4	4	5	4	5
Total	142	145	146	146	148	150	146	150	154

Em que: FO: frequência observada; OT: Método da Otimização dos Modelos; RM: Método da razão de movimentação.

FONTE: O autor (2016).

As estimativas para araucária foram mais precisas que para toda a floresta em todas as classes, com base no quadrado das diferenças (Tabela 2.9). De modo geral, as projeções geradas por meio dos modelos otimizados apresentaram desempenho superior, quando comparadas àquelas geradas por meio da razão de

movimentação tradicional. Em relação aos períodos simulados, os erros aumentaram a medida que o tempo de simulação aumentou.

TABELA 2.9 - QUADRADO MÉDIO DAS DIFERENÇAS POR CLASSE DIAMÉTRICA, SOMA DOS QUADRADOS E RAIZ DO ERRO MÉDIO QUADRÁTICO PARA OS MÉTODOS DE PROJEÇÃO E ANOS AVALIADOS PARA ARAUCÁRIA.

Centro de Classe (cm)	Modelos			Razão de Movimentação		
	2005	2009	2013	2005	2009	2013
15	0,2	1,4	2,9	0,6	2,3	4,1
25	1,9	1,3	0,0	3,9	5,1	2,0
35	0,0	0,6	1,9	0,0	0,8	3,1
45	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0
55	0,5	0,2	0,6	0,9	0,0	0,0
65	0,5	2,2	4,9	1,1	4,2	9,2
>75	0,1	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0
SQ	3,3	5,7	10,4	6,7	12,7	18,5
REMQ	0,69	0,90	1,22	0,98	1,35	1,63

Em que: SQ: soma dos quadrados; REMQ: raiz do erro médio quadrado.

FONTE: O autor (2016).

3.5 VALIDAÇÃO DOS MODELOS DE PROJEÇÃO

Apesar do desempenho semelhante e satisfatório de ambos os métodos de projeção testados, os modelos otimizados apresentaram menores erros, seja para a floresta ou para a araucária. Além disso, há a vantagem da maior resolução dada por modelos individuais e maior flexibilidade, com possível aplicação a diferentes padrões de idade e estrutura, o que permite avaliar diferentes estratégias de manejo (PORTÉ; BARTELINK, 2002; PRETZSCH et al., 2002; HASENAUER, 2006).

A validação do modelo de projeção foi feita aplicando-se os modelos ajustados a dados de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, localizado no município de São João do Triunfo. Foram analisadas as estatísticas viés, precisão e acurácia para as variáveis número de indivíduos (N) e área basal (G) da floresta e da araucária (Tabela 2.10).

Para a floresta, as estimativas de G foram mais precisas e acuradas do que para N. O viés observado para as estimativas da floresta indica que, em média, o número de indivíduos tem sido subestimado, enquanto que para a área basal os valores têm sido superestimados. Para a araucária, as estimativas de N foram mais precisas e acuradas que as estimativas de G. O viés indica que, em média, a estimativa de N e de G são levemente superestimados. Os valores de acurácia,

tanto para as estimativas da floresta quanto da araucária, são próximos aos valores de precisão. Tal situação ocorre em função dos baixos valores de viés, o que indica pouca tendenciosidade nas estimativas e proporciona maior acurácia, quando associado à maior precisão (PRETZCH et al., 2002; PRETZSCH, 2009). De modo geral, as estimativas para os parâmetros projetados da araucária foram mais acuradas que na projeção para toda a floresta, justificado pela maior homogeneidade desse grupo. Conforme os critérios de validação, os modelos são apropriados para a projeção da estrutura da floresta e de araucária.

TABELA 2.10 - ESTATÍSTICAS DE VALIDAÇÃO DO MODELO DE PROJEÇÃO DA ESTRUTURA DIAMÉTRICA PARA A FLORESTA E PARA A ARAUCÁRIA.

Estatísticas		Floresta		Araucária	
		N	G	N	G
Viés	e	36,02	-0,46	-2,54	-0,72
	e%	5,13	-1,15	-1,78	-3,87
Precisão	se	62,70	2,91	3,11	0,88
	se%	8,93	7,27	2,19	4,74
Acurácia	m	72,31	2,94	4,02	1,14
	m%	10,30	7,36	2,82	6,12

Em que: N: número de indivíduos; G: área basal.

FONTE: O autor (2016).

4 CONCLUSÕES

- Os incrementos da comunidade e da araucária são variáveis em função de características da floresta. Há tendência de maior incremento, tanto para a comunidade quanto para a araucária, em locais menos estocados. O incremento tende a ser assimétrico, em que árvores de maior porte crescem a uma taxa maior.

- A otimização de modelos em nível de árvore individual para fins de projeção da estrutura diamétrica da floresta e da araucária promove melhorias nas estimativas quando comparada ao método tradicional de razão de movimentação. Os modelos individuais gerados foram capazes de representar apropriadamente os processos dinâmicos de incremento e sobrevivência. O modelo de recrutamento em função de características da floresta também apresentou estimativas satisfatórias. Quando associados à razão de movimentação, os modelos possibilitaram precisão adequada e superior ao método tradicional na projeção da estrutura da floresta e da araucária.

REFERÊNCIAS

- ASSMANN, E. **The principles of forest yield study**. Oxford: Pergamon, 1970. 506p.
- BARTH FILHO, N. **Monitoramento do crescimento e da produção em Floresta Ombrófila Mista com uso de parcelas permanentes**. 2002. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- BURKHART, H. E.; TOMÉ, M. **Modeling forest trees and stands**. New York: Springer, 2012. 460p.
- CLARK, D. A.; CLARK, D. B. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. **Ecological Monographs**, v. 62, p.315–344, 1992.
- COBLE, D. W.; CAO, Q. V.; JORDAN, L. An annual tree survival and diameter growth model for loblolly and slash pine plantations in east Texas. **Faculty Publications**, v. 174, 2012.
- CRECENTE-CAMPO, F.; SOARES, P.; TOMÉ, M.; DIÉGUEZ-ARANDA, U. Modelling annual individual-tree growth and mortality of Scots pine with data obtained at irregular measurement intervals and containing missing observations. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 1965–1974, 2010.
- CUBAS, R. **Florística, estrutura e dinâmica em uma Floresta Ombrófila Mista no norte do estado de Santa Catarina**. 2011. 148f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Irati, PR.
- DALLA LANA, M.; Péllico Netto, S.; Dalla Corte, A. P.; Sanquetta, C. R.; Brandão, C. F. L. S. Projeção diamétrica por razão de movimentação em um fragmento de floresta ombrófila mista no sul do paraná. **Floresta**, v. 45, n. 1, p. 151 - 162, 2015.
- de-MIGUEL, S.; PUKKALA, T.; MORALES, M. Using optimization to solve tree misidentification and uneven measurement interval problems in individual-tree modeling of Balsa stand dynamics. **Ecological Engineering**, v. 69, p.232–236, 2014.
- EBLING, A. A. **Dinâmica e projeção diamétrica em remanescente de Floresta Ombrófila Mista na FLONA de São Francisco de Paula, RS**. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – UNICENTRO, Irati, 2012.
- EBLING, A. A.; WATZLAWICK, L. F.; RODRIGUES, A. L.; LONGHI, S. J.; LONGHI, R. V.; ABRÃO, S. F. Acuracidade da distribuição diamétrica entre métodos de projeção em Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Rural**, v. 42, n. 6, p. 1020-1026, 2012.
- EID, T.; TUHUS, E. Models for individual tree mortality in Norway. **Forest Ecology and Management**, v. 154, p.69–84, 2001.

FORTIN, M.; DEBLOIS, J. Modeling tree recruitment with zeroinflated models: the example of hardwood stands in southern Quebec, Canada. **Forest Science**, v. 53, p. 529–539, 2007.

HASENAUER, H. **Sustainable Forest Management: Growth Models for Europe**. Berlin: Springer-Verlag, 2006. 398p.

HUSCH, B.; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. **Forest mensuration**. 3. ed. New York: Ronald, 1982. 402 p.

JUMA, R.; PUKKALA, T.; MIGUEL, S.; MUCHIRI, M. Evaluation of different approaches to individual tree growth and survival modeling using data collected at irregular intervals – a study for *Pinus patula* in Kenya. **Forest Ecosystems**, v. 1, p. 1-14, 2014.

KLOPCIC, M.; POLJANEC, A.; BONCINA, A. Modelling natural recruitment of European beech (*Fagus sylvatica* L.). **Forest Ecology and Management**, v. 284, p.142–151, 2012.

LANDSBERG, J. J.; GOWER, S.T. **Carbon Balance of Forests: Applications of Physiological Ecology to Forest Management**. Academic Press: San Diego, 1997, p. 125-160. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/B85TH-4P61C9G-4/2/78f091d1736e5a62a4386f75fe8ee403> Acesso em 30 Jan 2011.

LASDON, L. S.; FOX, R. L.; RATNER, M. W. Nonlinear optimization using the generalized reduced gradient method. **Recherche opérationnelle**, v. 3, n. 8, p. 73-103, 1974.

LEE, H. T.; CHEN, S. H.; KANG, H. Y. A study of generalized reduced gradient method with different search directions. **Metering Management Journal**, v. 1, n.1, p.25-38, 2004.

MA, W.; LEI, X. Nonlinear Simultaneous Equations for Individual-Tree Diameter Growth and Mortality Model of Natural Mongolian Oak Forests in Northeast China. **Forests**, v. 6, p. 2261-2280, 2015.

ORELLANA, E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados por modelos de árvore individual em um fragmento de Floresta com Araucária**. 154 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

PALLARDY, E. G. **Physiology of Woody Plants**. 3 ed, San Diego: Academic Press, 2008, p. 255-285.

PENG, C. Growth and yield models for uneven-aged stands: past, present and future. **Forest Ecology and Management**, v. 132, p.259-279, 2000.

PERRY, D. A. The competition process in forest stands. In: CANNELL, M. G. R.; JACKSON, J. E. **Attributes of trees as crop plants**. Huntingdon: Institute of Terrestrial Ecology, 1985. p. 481-506.

PORTÉ, A.; BARTELINK, H. H. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. **Ecological modeling**, v. 150, p. 141-188, 2002.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield**. München: Springer, 2009. 664p.

PRETZSCH, H.; BIBER, P.; ĎURSKÝ, J. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. **Forest Ecology and Management**, v. 162, n. 1, p. 3-21, 2002.

PUKKALA, T.; LÄHDE, E.; LAIHO, O. Using optimization for fitting individual-tree growth models for uneven-aged stands. **European Journal of Forest Research**, v. 130, p. 829-839, 2011.

QIN, Y. **Ingrowth models and juvenile mixedwood stand dynamics**. 131 f. Dissertation (Master in Renewable Resources), University of Alberta, Edmonton, 1998.

RUHS, A.; CEMINC, F.; BRAUN, T.; KRUGER, M. ResA³: a web tool for resampling analysis of arbitrary annotations. **PloS ONE**, v. 8, n. 1, e53743, 2013.

SCHLIEP, E.M., DONG, T.Q., GELFAND, A.E., LI, F. Modeling individual tree growth by fusing diameter tape and increment core data. **Environmetrics**, v. 25, n.8, p. 610-620, 2014.

SCHUPP, E. W.; HOWE, H. F.; AUGSPURGER, C. K. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 562-564, 1989.

SCHWINNING, S.; WEINER, J. Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants. **Oecologia**, v. 113, p.447-455, 1998.

SHARMA, R.; GLEMMESTAD, B. On generalized reduced gradient method with multi-start and self-optimizing control structure for gas lift allocation optimization. **Journal of Process Control**, v. 23, p. 1129-1140, 2013.

STEPKA, T. F. **Modelagem da dinâmica e prognose da estrutura diamétrica de uma floresta ombrófila mista por meio de matriz de transição e razão de movimentação**. 2008. 152 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, PR.

STEPKA, T. F.; DIAS, A. N. ; FIGUEIREDO FILHO, A. ; MACHADO, S. A. ; SAWCZUK, A. R. . Prognose da estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista com os métodos Razão de Movimentos e Matriz de Transição. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, p. 327-336, 2010.

VALLADARES, F.; NIINEMETS, U. Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. **Annual Review of ecology, evolution and systematics**, v. 39, p. 237-257, 2008.

VANCLAY, J. K. **Modeling forest growth and yield**. Copenhagen: Cab. International, 1994. 312p.

VANCLAY, J.K. Aggregating tree species to develop diameter increment equations for tropical rainforests. **Forest Ecology and Management**, v. 42, 143–168, 1991.

WRIGHT, J. S.; MULLER-LANDAU, H. C.; CONDIT, R.; HUBBELL, S. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, v. 84, n. 12, 2003.

YANG, Y.; HUANG, S. Two-stage ingrowth models for four major tree species in Alberta. **European Journal of Forest Research**, v. 134, p. 991-1004, 2015.

CAPÍTULO 3 - PADRÕES DE CRESCIMENTO DE ARAUCÁRIAS CENTENÁRIAS

RESUMO

Compreender os padrões de crescimento das árvores é imprescindível à prática do manejo florestal sustentável. O objetivo deste capítulo foi avaliar o crescimento diamétrico de araucárias centenárias ao longo do tempo e classes diamétricas. Avaliou-se também o tempo de passagem entre classes diamétricas e a presença de autocorrelação temporal entre os incrementos. Os dados de crescimento foram obtidos de discos retirados da base de 16 indivíduos de araucárias centenárias, oriundas de remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em General Carneiro, PR. Funções de crescimento foram testadas para representar o crescimento dos indivíduos ao longo do tempo e a partir da função com melhor desempenho, estratificou-se os indivíduos em classes de crescimento superior e inferior, para as quais foram obtidos os tempos de passagem e analisada a presença de autocorrelação temporal. Os resultados apontaram que a função de Richards apresentou desempenho superior às demais funções testadas e apresentou ajuste satisfatório para a modelagem do crescimento em diâmetro de araucária em função da idade. Há duas classes principais de indivíduos em relação ao crescimento, levando-os a apresentarem padrões de crescimento diferenciados ao longo do tempo. Analisando o incremento por classe diamétrica, observou-se que há relação inversa com o tamanho dos indivíduos até as classes intermediárias, estabilizando-se nas maiores classes e aumentando na última classe. O tempo de passagem foi diretamente proporcional ao tamanho do indivíduo, sendo essa tendência similar para ambas as classes de incremento. Porém, a classe de indivíduos superiores apresentou menor tempo de passagem, com diferenças mais marcantes em relação aos indivíduos inferiores nas classes iniciais. A araucária apresenta autocorrelação temporal no crescimento, ou seja, indivíduos superiores tendem a apresentar maior crescimento desde as classes iniciais e esse padrão de crescimento tende a ser mantido ao longo do tempo.

Palavras-chave: incremento diamétrico, tempo de passagem, autocorrelação.

ABSTRACT

Understanding the growth patterns of trees is essential to the practice of sustainable forest management. The aim of this chapter was to evaluate the diameter growth of centenary araucarias over time and diameter classes. Time of passage between diameter classes and the presence of temporal autocorrelation between increments were also assessed. Growth data were obtained from stem discs taken from the base of 16 individuals of centenary araucarias, coming from remnants of Araucaria Forest in General Carneiro, PR. Growth functions were tested to represent the growth of individuals over time and, according to the function of best performance, individuals were stratified in upper and lower growth classes, for which we obtained the time of passage and analyzed for the presence of temporal autocorrelation. The results showed that the Richards function showed superior and showed satisfactory fit for the modeling the diametric growth of Araucaria over age. There are two major classes of individuals regarding their growth, causing them to present different growth patterns over time. Analyzing the increment in diameter class, it was observed that there is an inverse relationship with the size of the individuals up to the intermediate classes, stabilizing in the major classes and increasing in the latter class. Time of passage was directly proportional to the individual's size, and this trend was similar for both growth classes. However, the class of superior individuals showed lower time of passage, with the most striking differences from the inferior individuals in the early classes. Araucaria presents temporal autocorrelation in growth, i.e., superior individuals tend to have higher growth since from the initial classes and this growth pattern tends to be maintained over time.

Keywords: diametric increment, time of passage, autocorrelation.

1 INTRODUÇÃO

Com uma estrutura de copa única, ocupando o dossel superior da floresta, a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Ktze caracteriza a Floresta Ombrófila Mista, ou Floresta com Araucária (NARVAES et al., 2005). No Brasil, a espécie é a única representante da família Araucariaceae (MARCHIORI, 1996) e tem sua área de distribuição natural restrita majoritariamente aos estados do Sul do Brasil (LAMPRECHT, 1990).

Em função do potencial madeireiro da araucária, que apresenta fuste retilíneo e madeira de boa qualidade, podendo ser utilizada para diversos fins (NUTTO et al., 2005), a espécie foi altamente explorada, resultando em intensa redução populacional, o que levou a criação de medidas legais proibitivas ao seu manejo (CABRAL; CESCO, 2008). Entretanto, a ausência da possibilidade de manejo da espécie não garante sua conservação (SANQUETTA, 1999; NUTTO, 2001; ROSOT, 2007), podendo inclusive proporcionar efeitos negativos sobre as populações remanescentes (HESS et al., 2010). Portanto, medidas que promovam o manejo sustentado da araucária são importantes inclusive para favorecer sua conservação.

Compreender os padrões de crescimento de árvores e florestas é imprescindível à prática do manejo sustentável (LEONI et al., 2011). Portanto, é necessário aprofundar a compreensão dos padrões de crescimento da araucária como subsídio às técnicas de manejo sustentado, que podem promover a conservação desse recurso natural (HESS et al., 2009).

O crescimento de árvores tem sido alvo de pesquisas há muito tempo, ganhando notoriedade com o desenvolvimento de funções de crescimento não-lineares, como a de von Bertalanffy (1957) e sua generalização por Richards (1959). Tais funções descrevem a mudança nas dimensões de indivíduos ou populações ao longo do tempo (BURKHART; TOMÉ, 2012). Dentre as dimensões comumente avaliadas por meio de funções de crescimento está o diâmetro das árvores, que é uma variável fundamental para a obtenção de importantes parâmetros da floresta, como a área basal e a própria distribuição diamétrica, indicativos de estoque e estágio sucessional (ROHNER et al., 2013).

A taxa de crescimento ou incremento de árvores, especialmente em diâmetro, geralmente é variável entre indivíduos e tal variação não costuma ser aleatória. Isso implica que algumas árvores crescem mais que outras e há presença de correlação

temporal entre incrementos de anos subsequentes (KOHYAMA; HARA, 1989; CLARK; CLARK, 1992), indicando que árvores com bom crescimento se mantêm assim ao longo do tempo (PFISTER; STEVENS, 2002). Tal situação caracteriza a existência de autocorrelação temporal dos incrementos, que pode influenciar as trajetórias de crescimento e também a relação entre as dimensões e a idade em populações arbóreas (BULLOCK et al., 2004). Essa autocorrelação temporal pode ser resultado de fatores como: heterogeneidade persistente em condições microambientais que afetam o crescimento das árvores; variações inerentes aos indivíduos, como condições genéticas ou doenças; ou a combinação dos dois fatores (KOHYAMA et al., 2005). Portanto, a identificação e quantificação da autocorrelação entre incrementos são importantes para se compreender as relações do crescimento em função da idade e do tamanho das árvores, especialmente em indivíduos de espécies longevas, como a araucária.

Neste capítulo o objetivo foi avaliar o crescimento diamétrico de araucárias centenárias ao longo do tempo e classes diamétricas. Objetivou-se também avaliar o tempo de passagem entre classes diamétricas e a presença de autocorrelação temporal entre os incrementos dos indivíduos amostrados. As seguintes hipóteses foram testadas:

- O incremento tende a ser proporcional ao tamanho dos indivíduos;
- Há presença de autocorrelação temporal no crescimento de araucária.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 COLETA DOS DADOS

Os dados utilizados neste capítulo consistem nos anéis de crescimento de 16 discos da base de indivíduos de araucária obtidos de forma aleatória na área descrita no Capítulo 1, conforme Licença nº 23072, protocolo nº 118008359, com base na portaria nº 245/2012/IAP/GP do Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Os discos foram secos ao ar livre e preparados com lixas de diferentes gramaturas para evidenciar os anéis de crescimento. Em cada disco foram marcados entre 4 a 8 raios, de acordo com sua excentricidade. Em seguida os anéis de crescimento foram medidos em mesa de medição eletrônica (LINTAB) associada a *software* específico (TSAP-Win). As séries de crescimento foram datadas, sendo considerada para cada árvore a média dos raios medidos. As principais características dendrométricas dos indivíduos amostrados, no momento do corte, estão apresentadas na Tabela 3.1.

TABELA 3.1 - CARACTERÍSTICAS DENDROMÉTRICAS MÉDIAS DE 16 INDIVÍDUOS DE ARAUCÁRIA AMOSTRADOS EM ÁREA DE VEGETAÇÃO NATIVA.

\bar{dap}	dap_{min}	dap_{max}	CV% (d)	\bar{h}	h_{min}	h_{max}	CV% (h)
70,30	33,75	101,30	26,68	19,30	12,00	26,00	21,27

Em que: dap = diâmetro (cm) à altura do peito - 1,30 m; h = altura total (m); CV = Coeficiente de variação (%).

FONTE: O autor (2016).

2.2 ANÁLISE DO CRESCIMENTO E TEMPO DE PASSAGEM

Visando descrever o crescimento diamétrico das árvores em função da idade, foram testadas 6 funções amplamente empregadas na área florestal (Tabela 3.2). Foram selecionadas apenas funções teóricas e sigmóides, conforme definições de Burkhart e Tomé (2012) e Pretzsch (2009). Considerando que a araucária pode atingir grandes dimensões, que extrapolam aquelas amostradas neste trabalho, supõe-se que os dados utilizados não contemplam o valor assintótico da espécie. Assim, em casos em que os dados são truncados antes de os indivíduos terem atingido seu valor assintótico, o ajuste de uma função de crescimento não garante que a equação resultante descreve adequadamente os dados (BRISBIN et al., 1987). Visando sanar essa limitação, o valor assintótico foi fixado em todos os

ajustes em 180,00 cm, diâmetro que corresponde ao maior indivíduo de araucária observado nas parcelas da área de estudo. As funções foram ajustadas pelo método de Marquardt e suas performances foram avaliadas com base no erro padrão da estimativa ($S_{yx}\%$), coeficiente de determinação ajustado (R^2) e distribuição gráfica dos resíduos.

TABELA 3.2 - FUNÇÕES DE CRESCIMENTO TEÓRICAS SIGMOIDES TESTADAS PARA DESCREVER O CRESCIMENTO DIAMÉTRICO DE ARAUCÁRIA EM FUNÇÃO DA IDADE.

Nº	Denominação	Modelo	Restrições
1	Gompertz	$d = \beta_0 e^{-\beta_1 e^{-\beta_2 i}}$	$\beta_2 > 0$
2	Johnson-Schumacher	$d = \beta_0 e^{-\frac{\beta_1}{i+\beta_2}}$	$\beta_1 > 0$
3	Logística	$d = \frac{\beta_0}{(1 + \beta_1 e^{-\beta_2 i})}$	$\beta_2 > 0$
4	Schumacher	$d = \beta_0 e^{-\frac{\beta_1}{i}}$	$\beta_1 > 0$
5	Monomolecular	$d = \beta_0 (1 - \beta_1 e^{-\beta_2 i})$	$\beta_2 > 0$
6	Richards	$d = \beta_0 (1 - e^{-\beta_2 i})^c$	$\beta_2 > 0$

Em que: d = diâmetro (cm); i = idade (anos); β_0 , β_1 e β_2 = parâmetros do modelo.
FONTE: Adaptado de Burkhart e Tomé (2012).

Considerando que o diâmetro obtido a partir dos anéis de crescimento ao longo da idade das árvores é o diâmetro sem casca, esse foi convertido em diâmetro com casca por meio de equação ajustada por Curto (2015) para a araucária, que permite a obtenção do diâmetro com casca em qualquer idade. Tal transformação foi efetuada visando facilitar a comparação dos resultados.

Com base no ajuste da função de crescimento para todas as árvores, essas foram estratificadas em duas classes adicionais: inferiores, cujas curvas de crescimento estão abaixo da curva ajustada média; e superiores, cujas curvas de crescimento são superiores à média. A função de melhor ajuste para o total dos indivíduos foi também empregada para cada classe. A estratificação teve por objetivo uma melhor representação do crescimento para indivíduos com diferentes taxas de incremento e melhoria na qualidade do ajuste das funções. A significância da

estratificação foi avaliada por meio do teste de identidade de modelos de Graybill (1976), que avalia se o modelo reduzido (função ajustada para o conjunto total dos dados) é estatisticamente semelhante ao modelo completo (combinação das equações ajustadas para cada classe de incremento).

O tempo de passagem, compreendido como o intervalo de tempo que um indivíduo leva para passar por determina classe diamétrica, foi obtido por meio da função de crescimento de melhor performance. Foram calculados os tempos de passagem para a média e para as classes Inferiores e Superiores.

2.3 ANÁLISE DO INCREMENTO POR CLASSE DIAMÉTRICA

Para identificar as diferenças no incremento ao longo das classes diamétricas, aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido pelo Teste de Dunn para comparação *post hoc* das médias, conforme Brien e Zuidema (2006). As análises foram efetuadas no *software* R, pacote “dunn.test” (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

2.4 ANÁLISE DA AUTOCORRELAÇÃO TEMPORAL DO CRESCIMENTO

Neste trabalho foi avaliado a autocorrelação total do crescimento, conforme definições de Brien et al. (2006), que consiste na correlação entre o incremento de um período com o incremento de um período subsequente, calculado com base em todos os indivíduos da população. Inicialmente, com o objetivo preliminar de identificar a existência de autocorrelação temporal entre os incrementos e avaliar o efeito do tamanho dos indivíduos sobre o incremento, uma análise de regressão múltipla foi efetuada, tendo o incremento no ano “t+1” como variável dependente e o incremento atual (incremento no tempo “t”) e o diâmetro atual (diâmetro no tempo “t”) como variáveis independentes. As correlações parciais das variáveis independentes foram obtidas visando identificar o efeito isolado de cada variável sobre o incremento futuro.

A autocorrelação total foi obtida a partir do coeficiente de correlação não-paramétrico de Spearman entre os incrementos de todos os indivíduos amostrados entre anos sucessivos até o intervalo de 20 anos, ou seja, o incremento dos indivíduos no ano “t” foi relacionado ao respectivo incremento no ano “t+1”, “t+2”, até

“t+20”. Sendo assim, todos os incrementos de todos os indivíduos foram empregados no cálculo de um coeficiente de correlação para um determinado intervalo temporal (*lag*). A autocorrelação total foi obtida para a média da população e para os estratos. Para avaliar a persistência nas diferenças entre o incremento de classes diamétricas sucessivas, correlacionou-se o incremento médio de uma classe com o incremento médio das classes seguintes (considerando classes com 10 cm e tendo os indivíduos como repetições).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 ANÁLISE DO CRESCIMENTO

Os indivíduos amostrados variaram de 145 a 269 anos de idade. Das funções de crescimento testadas para descrever a evolução do diâmetro da base em relação à idade, a função de Richards foi a que apresentou melhor desempenho, com menor erro e maior coeficiente de determinação (Tabela 3.3). A representação gráfica da função ajustada sobre os dados observados também indica performance satisfatória da equação resultante (Figura 3.1).

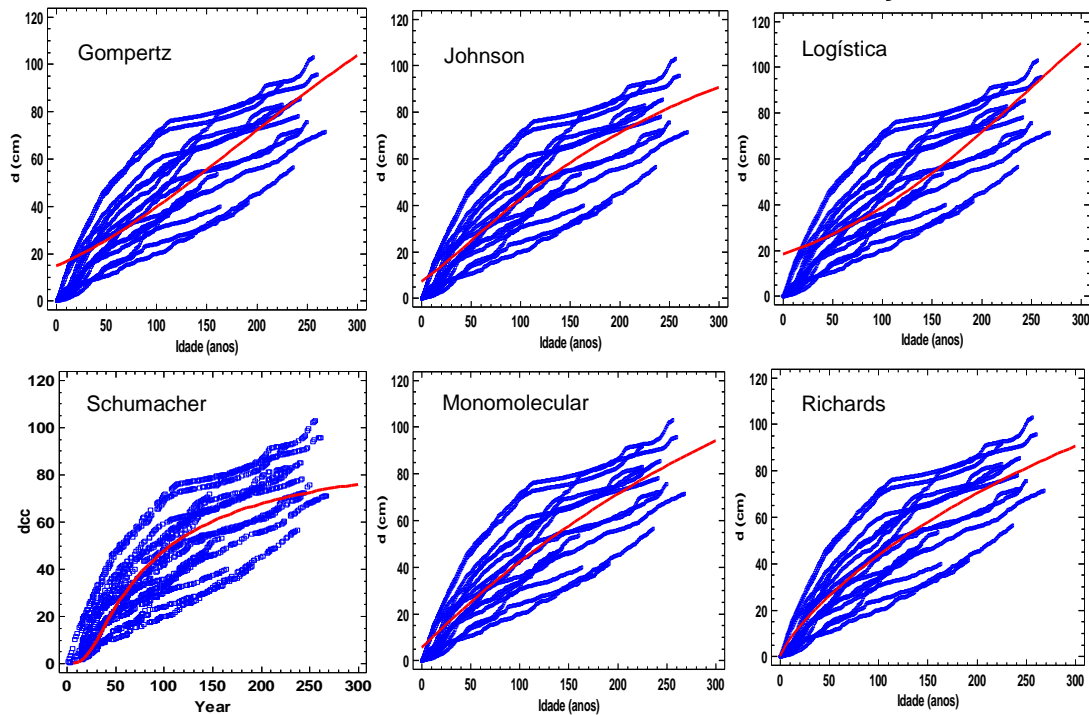
TABELA 3.3 - ESTATÍSTICAS DO AJUSTE DE SEIS FUNÇÕES DE CRESCIMENTO PARA O DIÂMETRO DA BASE DE ARAUCÁRIA EM FUNÇÃO DA IDADE.

Função	β_0^*	β_1	β_2	Syx%	R ²
Gompertz	180,00	2,50863	0,00504	30,03	0,71
Johnson-Schumacher	180,00	261,14900	81,16900	28,54	0,74
Logística	180,00	8,81628	0,00880	31,26	0,68
Schumacher	180,00	69,84070	-	30,53	0,66
Monomolecular	180,00	0,970000	0,00237	28,45	0,74
Richards	180,00	0,00181	0,79053	28,22	0,75

*Todos os coeficientes foram significativos, conforme respectivos intervalos de confiança.

FONTE: O autor (2016).

FIGURA 3.1 - FUNÇÕES DE CRESCIMENTO AJUSTADAS PARA DESCREVER O DIÂMETRO DA BASE DE ARAUCÁRIA EM FUNÇÃO DA IDADE. DADOS EM DISPERSÃO INDICAM VALORES OBSERVADOS E LINHA CONTÍNUA INDICA A FUNÇÃO AJUSTADA.



FONTE: O autor (2016).

A função de Richards é uma expressão matemática das causas essenciais do crescimento, com parâmetros que permitem interpretação fisiológica e biológica (RICHARDS, 1959). A função tem sido considerada de grande importância em razão de sua acurácia, o que a caracteriza como a de maior uso em estudos de crescimento de árvores e talhões (ZEIDE, 1993; DAMGAARD; WEINER, 2008), justificando a sua superioridade também neste trabalho.

Portanto, o caráter biológico da função de Richards permite inferências sobre o crescimento com base em seus coeficientes. Neste caso, o coeficiente β_0 representa a assíntota da função, o coeficiente β_1 refere-se à inclinação da curva de crescimento e o coeficiente β_2 indica a localização do ponto de inflexão (BURKHART; TOMÉ, 2012). Sendo assim, o valor assintótico atribuído à araucária, que indica o valor máximo atingível pelos indivíduos (RICHARDS, 1959), com base nos dados observados em parcelas permanentes neste trabalho, foi de 180,00 cm. Porém, destaca-se que nenhum dos indivíduos amostrados para a análise dendrocronológica atingiu esse diâmetro, sendo que o maior utilizado para essas análises aos 102 cm. Contudo, a capacidade da espécie de atingir e até mesmo ultrapassar esse valor assintótico é real, uma vez que há casos de indivíduos da

espécie que atingem 3 m em diâmetro (KERSTEN et al., 2015). Porém, a variabilidade no ritmo de crescimento dos indivíduos e a presença de indivíduos com diferentes idades pode comprometer as conclusões derivadas do ajuste médio, sendo importante estratificar os indivíduos para a obtenção de estimativas mais consistentes.

A estratificação dos indivíduos em classes de crescimento mostrou-se satisfatória, proporcionando melhorias na qualidade do ajuste (Tabela 3.4). Adicionalmente, a estratificação mostrou-se necessária pelo teste de identidade de modelos, uma vez que o modelo reduzido (Tabela 3.2, Richards) foi significativamente diferente do modelo completo ($F_{\text{cal}} = 456,47$).

TABELA 3.4 - ESTATÍSTICAS DO AJUSTE DA FUNÇÃO DE RICHARDS PARA DUAS CLASSES DE INCREMENTO EM DIÂMETRO DA BASE DE ARAUCÁRIAS CENTENÁRIAS.

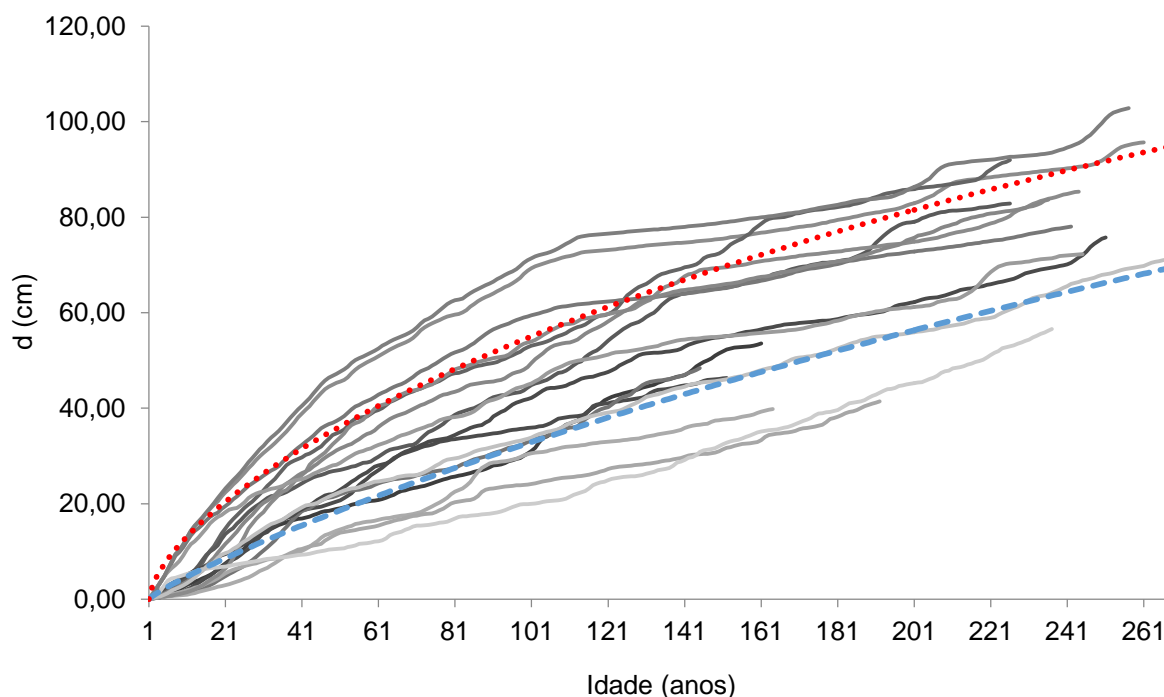
Classe	β_0	β_1	β_2	$S_{yx}\%$	R^2
Inferiores	180,00	0,00152	0,86753	21,43	0,86
Superiores	180,00	0,00173	0,64394	11,80	0,92

Em que: $S_{yx}\%$: Erro padrão da estimativa; R^2 : Coeficiente de determinação ajustado.

FONTE: O autor (2016).

As funções resultantes indicam comportamento distinto no padrão de crescimento dos dois grupos (Figura 3.2). O parâmetro β_1 , que expressa a taxa na qual o valor de y (diâmetro neste caso) muda ao longo do tempo (RICHARDS, 1959) é menor nas inferiores, indicando que a inclinação da curva de crescimento tende a ser menos acentuada nesse grupo (BURKHART; TOMÉ, 2012; PRETZSCH, 2009). Por outro lado, o parâmetro β_2 , que indica a localização do ponto de inflexão do crescimento, é menor nos indivíduos superiores, indicando crescimento acelerado desde as idades iniciais, enquanto que para os indivíduos inferiores, esse parâmetro é maior, indicando que o ponto de máximo incremento ocorre mais tarde, quando comparado aos indivíduos superiores.

FIGURA 3.2 - FUNÇÃO DE RICHARDS PARA O CRESCIMENTO DIAMÉTRICO DE ARAUCÁRIAS CENTENÁRIAS ESTRATIFICADA EM DUAS CLASSES.



Nota: Tons de cinza indicam dados observados. Linha pontilhada vermelha indica função de Richards ajustada para os indivíduos superiores. Linha tracejada em azul indica função de Richards ajustada para os indivíduos inferiores.

FONTE: O autor (2016).

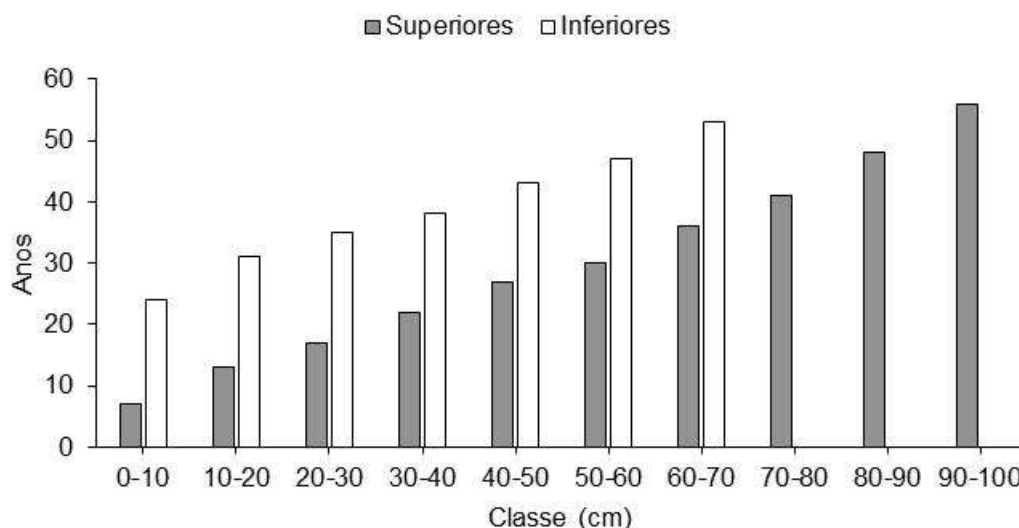
Os resultados indicam que os indivíduos com crescimento superior são capazes de atingir dimensões maiores e tendem a apresentar incremento acelerado desde o início de seu desenvolvimento, quando comparado aos indivíduos de crescimento inferior. Características ontogenéticas, inerentes aos indivíduos, grau de competição e qualidade do sítio são fatores que afetam o crescimento das árvores (BRIENEN et al., 2006). No caso da araucária, Stepka (2012) constatou que a estabilização do crescimento (assíntota), tende a ser postergada em sítios de melhor qualidade. Portanto, a distinção nos padrões de crescimento dos indivíduos amostrados pode estar relacionada principalmente às características individuais específicas, competição e sítio.

3.2 TEMPO DE PASSAGEM

Com base nas funções de crescimento o grupo das inferiores e superiores, obteve-se o tempo de passagem em cada classe diamétrica (Figura 3.3). As funções foram utilizadas para estimar o tempo de passagem estimado até a idade de 300 anos. A passagem pelas classes segue uma tendência direta e linear em função do

tamanho, ou seja, o tempo de passagem pelas classes iniciais é menor, aumentando gradualmente à medida que o indivíduo cresce. Esse padrão ocorre independentemente do estrato de crescimento.

FIGURA 3.3 - TEMPO DE PASSAGEM DOS GRUPOS DE ARAUCÁRIAS CENTENÁRIAS.



FONTE: O autor (2016).

O tempo de passagem foi maior para o grupo de árvores inferiores e menor para as árvores superiores. A maior diferença entre o tempo de passagem dos grupos ocorre nas classes de 10-20 e 20-30 cm, em que as árvores inferiores levam em média 18 anos a mais que as árvores superiores para atingir a classe seguinte. De modo geral, aos 300 anos os indivíduos superiores apresentam 100 cm de diâmetro da base, enquanto que com a mesma idade, os indivíduos inferiores apresentam 75 cm.

Curto (2015), avaliando plantios superestocados de araucária, observou tempos de passagem menores que o deste trabalho, porém, com tendência semelhante de aumento em função do tamanho das classes. Conforme a autora, esse aumento no tempo de passagem é devido à alta competição observada, uma vez que medidas de manejo não foram adotadas nos plantios impedindo a recuperação do crescimento. Desse modo, as condições de crescimento de árvores em florestas nativas, como é o caso deste trabalho, geralmente sob condições de maior competição, pode justificar os maiores tempos de passagem observados, quando comparados com aqueles de indivíduos da mesma espécie em povoamentos florestais.

3.3 ANÁLISE DO INCREMENTO

Avaliando o incremento por classe diamétrica, observa-se que as classes iniciais tendem a apresentar incremento superior, culminando na classe de 10-20 cm, decrescendo gradualmente até a classe de 70-80, a partir da qual o incremento retoma tendência crescente até a última classe (Tabela 3.5). Em comparação com o incremento de araucária obtido por meio das parcelas permanentes, observa-se padrão diferenciado nas primeiras classes, em que o incremento nas parcelas é menor, porém, há tendência crescente no incremento nas últimas classes, assim como observado nas centenárias (Figura 3.4). As diferenças observadas entre os incrementos obtidos pelos dois métodos podem ser resultantes de fatores como amostragem, erros de medição e diferença no ponto de medição do incremento nos dois métodos (dap e base). Além disso, destaca-se que o incremento das classes iniciais dos indivíduos centenários reflete condições ambientais vigentes há um ou dois séculos, que podem ser marcadamente diferentes daquelas atuais, a que estão sujeitos os indivíduos nas menores classes nas parcelas permanentes. Esse fato pode ter influência nas diferenças observadas entre os métodos.

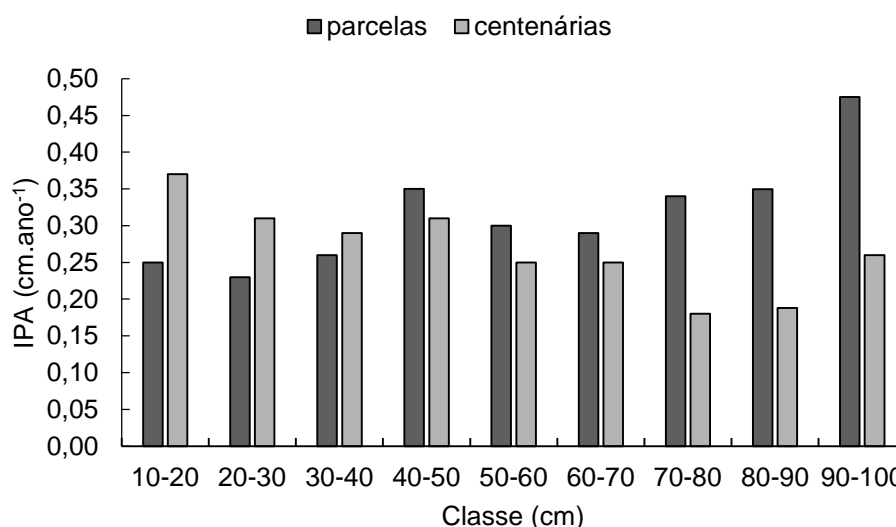
TABELA 3.5 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL MÉDIO POR CLASSE DIAMÉTRICA DE ARAUCÁRIAS CENTENÁRIAS.

Classe (cm)	n	Média (cm)
10-20	317	0,37a*
0-10	357	0,33ab
20-30	436	0,31b
40-50	413	0,31b
30-40	474	0,29bc
90-100	81	0,26cd
50-60	409	0,25cd
60-70	385	0,24d
80-90	220	0,18de
70-80	416	0,18e

*Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn, a 95% de confiança. Teste de Kruskal-Wallis = 289,52; $p < 0,0000$. n:número de anéis de crescimento.

FONTE: O autor (2016).

FIGURA 3.4 - INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL MÉDIO EM DIÂMETRO DE ARAUCÁRIA COM BASE EM DADOS DE PARCELAS PERMANENTES (PARCELAS) E ANÉIS DE CRESCIMENTO (CENTENÁRIAS).



FONTE: O autor (2016).

Segundo Alder (1992), o incremento diamétrico em florestas tropicais tende a ser menor nas classes inferiores, atinge o máximo nas classes intermediárias e tende ao declínio nas maiores classes. Conforme o autor, essa tendência decorre do fato de que indivíduos das menores classes geralmente estão sob competição, crescendo mais lentamente e, à medida que se desenvolvem, têm mais acesso à luz e sua taxa de crescimento aumenta, declinando nas maiores classes em função da idade. Esse padrão não parece se repetir nas condições deste estudo para a araucária, especialmente quando considerado o incremento das centenárias, visto que as menores classes foram as que apresentaram maior incremento. Tal padrão de maior incremento nas classes iniciais também foi observado por Stepka (2012) para araucária em floresta natural em quatro dentre seis locais avaliados no Paraná e Santa Catarina e também observado por Curto (2015) em plantios da espécie. Esse comportamento pode ser atribuído ao fato de que o desenvolvimento inicial da espécie é favorecido em ambientes abertos (SANQUETTA, 1999; SOUZA et al., 2008; PALUDO et al., 2011), o que sugere que parte significativa dos indivíduos centenários aqui amostrados desenvolveram-se inicialmente em áreas de baixa densidade, como clareiras ou formações campestres.

A tendência de incremento crescente observada nas últimas classes, após esse ter atingido um mínimo na classe de 70-80 cm, também foi observada para a espécie por outros autores (MATTOS et al., 2010; DALLA LANA, 2012). Mattos et

al. (2010) destacam que o aumento no incremento diamétrico nas maiores classes em indivíduos com altura estabilizada pode ser resposta a estímulos ambientais, sejam por variações de ordem climática ou influência antrópica. De fato, aumento no crescimento arbóreo tem sido observado ao longo das últimas décadas (LEWIS et al., 2004; LEWIS et al., 2009), incluindo estudos com árvores de grande porte (HANSON et al., 2001; BIGELOW et al., 2014). Tal estímulo ao crescimento tem sido atribuído ao aumento nas concentrações de dióxido de carbono (CO_2), por promover aumento na taxa fotossintética das plantas e melhorias na eficiência do uso da água (MOUSSEAU; SAUGIER; 1992; KIRILENKO; SEDJO, 2007; KEENAN et al., 2013); ou ainda às mudanças em padrões de precipitação e temperaturas, que promovem o prolongamento da estação de crescimento das árvores (PRETZSCH et al., 2014). Porém, no caso das araucárias centenárias, não há correlação entre o incremento corrente anual e variáveis meteorológicas ($p > 0,05$), considerando os últimos 32 anos (para os quais há registros meteorológicos em locais próximos à área de estudo).

Destaca-se que os organismos vivos são incapazes de crescer indefinidamente, mas tendem a uma dimensão máxima assintótica (BURKHART; TOMÉ, 2012). O aumento ocasional no incremento observado em grandes classes diamétricas é indicativo de que tais indivíduos não atingiram a dimensão máxima possível. Estudos que levem em consideração aspectos ecofisiológicos do crescimento da espécie, como a análise da evolução da eficiência no uso da água no tempo, são necessários para elucidar esse comportamento ocasional de aumento nas taxas de incremento em árvores adultas.

Apesar de haver tendência de aumento no incremento de árvores com grandes dimensões, o tempo de passagem estimado para a última classe foi maior (Figura 3.3). Essa situação decorre em razão do cálculo do tempo de passagem ser efetuado com base na função de crescimento ajustada, que assume redução constante no incremento conforme o tamanho do indivíduo aumenta. Sendo assim, o aumento ocasional no incremento de alguns indivíduos nas maiores classes, embora eleve a média da classe, não afeta a função de crescimento, que assumirá incremento reduzido em idades mais avançadas.

3.4 ANÁLISE DA AUTOCORRELAÇÃO DO INCREMENTO

A análise de regressão para a estimativa do incremento corrente futuro em função do diâmetro e incremento atual revelou relação significativa entre essas variáveis ($p < 0,000$), que juntas são capazes de explicar 75% da variabilidade no incremento futuro. O incremento atual apresentou relação direta com o incremento futuro, enquanto o diâmetro atual apresentou relação inversa com o incremento futuro, indicando redução no incremento em diâmetros maiores. As correlações parciais das variáveis independentes indicam que o incremento atual é expressivamente mais importante na determinação do incremento futuro que o diâmetro atual (Tabela 3.6).

TABELA 3.6 - ESTATÍSTICAS DO AJUSTE DE MODELO DE REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA PARA ESTIMATIVA DO INCREMENTO FUTURO DE ARAUCÁRIA EM FUNÇÃO DO DIÂMETRO ATUAL (D) E INCREMENTO ATUAL (IC).

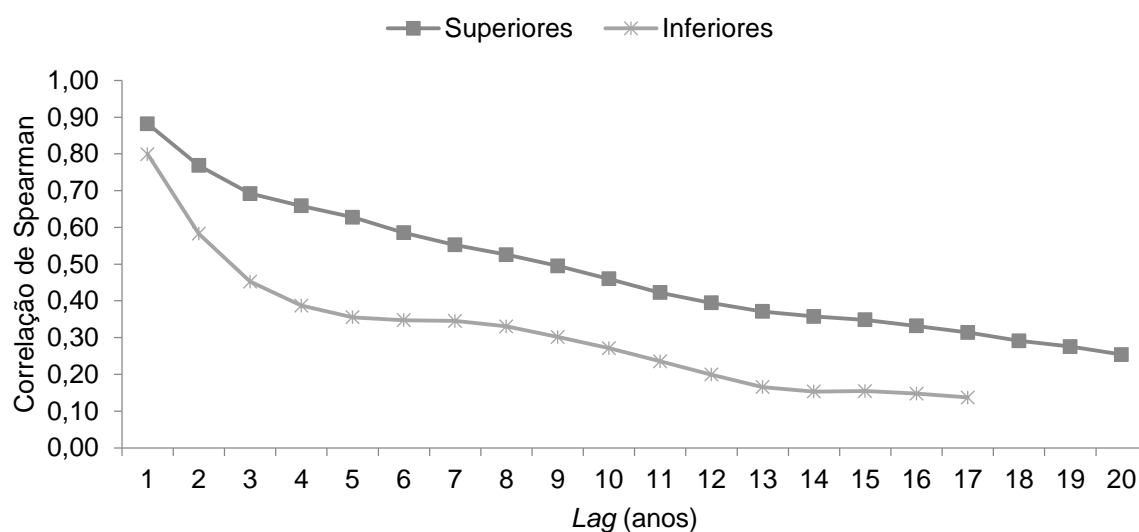
Coeficiente	Estimativa	Teste t	p	C. Parcial
β_0	0,05712	12,0008	0,0000	
β_1 (d)	-0,00039	-5,5344	0,0000	-0,04
β_2 (ic)	0,85779	100,342	0,0000	0,83

FONTE: O autor (2016).

Os resultados indicam a existência de autocorrelação temporal entre os incrementos das araucárias avaliadas, ou seja, árvores com incremento atual maior tendem a apresentar maior incremento também no ano seguinte. Para avaliar a força da correlação ao longo do tempo (*lags*) e em indivíduos com diferentes ritmos de crescimento, obteve-se a correlação dos incrementos para o total de indivíduos e para as classes de incremento utilizadas na estratificação (Figura 3.5).

A classe de indivíduos superiores foi a que apresentou as maiores correlações ao longo dos diferentes *lags* temporais. Entretanto, observa-se que no primeiro *lag* temporal a correlação é alta e semelhante para ambas as classes e para o total, como já evidenciado pela regressão múltipla. A diferenciação nas correlações ocorre no segundo *lag*, a partir do qual há enfraquecimento na relação entre o incremento atual e futuro em ambas as classes e total, porém com maior queda para a classe inferior. Essa classe também foi a que apresentou correlações significativas por um menor período de tempo (17 anos), enquanto a relação entre o incremento atual e futuro se manteve significativa com até 20 anos de intervalo para a classe superior e total.

FIGURA 3.5 - CORRELAÇÃO SPEARMAN ENTRE O INCREMENTO ATUAL E INCREMENTO FUTURO DE ARAUCÁRIA EM DIFERENTES LAGS TEMPORAIS PARA INDIVÍDUOS ESTRATIFICADOS EM DUAS CLASSES DE CRESCIMENTO E PARA O CONJUNTO TOTAL DE INDIVÍDUOS.



FONTE: O autor (2016).

A correlação entre o incremento de classes diamétricas sucessivas também foi avaliada para as duas classes de crescimento e para o total. Considerando o conjunto total de indivíduos, a relação entre os incrementos de classes sucessivas foi direta e se manteve significativa até a classe de 40-50 cm (Tabela 3.7). Tais correlações podem ser observadas desde a classe inicial de crescimento, que mantém correlação significativa com o incremento até da classe de 40-50. Por outro lado, a ausência de correlação com as classes maiores que 50 cm pode ser resultante da ausência de linearidade no incremento a partir dessas dimensões. Portanto, a redução na correlação pode ser atribuída às diferenças intrínsecas na dinâmica do crescimento (BRIENEN et al., 2006), que neste caso ocorre de modo mais expressivos a partir das classes > 50 cm.

TABELA 3.7 - CORRELAÇÃO DE SPEARMAN PARA O INCREMENTO DE ARAUCÁRIA DE CLASSES DIAMÉTRICAS SUCESSIVAS.

Classe (cm)	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70
0-10							
10-20	0,67						
20-30	0,58	0,87					
30-40	0,66	0,79	0,76				
40-50	0,69	0,68	0,66	0,78			
50-60	ns	ns	ns	ns	ns		
60-70	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
>70	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Em que: ns = correlação de Spearman não significativa a 95% de probabilidade.

FONTE: O autor (2016).

A correlação entre classes diamétricas sucessivas no grupo das inferiores ocorreu apenas entre a classe de 0-10 e 10-20 cm ($r = 0,85$, $p < 0,00$). Já para o grupo das superiores, a correlação foi direta e significativa entre os pares sucessivos, a partir da classe de 10-20 cm (10-20 e 20-30, 20-30 e 30-40, 30-40 e 40-50 cm). Tais resultados indicam crescimento mais irregular na classe das inferiores, possivelmente em função da competição mais acentuada a que poderiam estar sujeitas. Por outro lado, as árvores superiores apresentam tendência em manter o ritmo superior de incremento ao longo das classes iniciais até as classes intermediárias.

Essa condição se dá em casos em que há correlação positiva de incrementos sucessivos ao longo do tempo, ou seja, presença de autocorrelação temporal, e em casos em que o incremento tende a ser pouco influenciado pelo tamanho do indivíduo (PFISTER; STEVENS, 2002), assim como observado neste trabalho (Tabela 3.6, Figura 3.4). Em tais situações, indivíduos com crescimento superior tendem a manter tal condição ao longo do tempo, enquanto aqueles com menor crescimento também tendem a manter sua condição de inferioridade (KOHYAMA; HARA, 1989; CLARK; CLARK, 1992). Conforme as características apresentadas, pode-se assumir que os indivíduos de araucária dominantes da população têm seu crescimento favorecido desde as classes iniciais, favorecimento que tende a se prolongar ao longo de seu ciclo de vida. Essa diferenciação pode ser atribuída às características intrínsecas ao indivíduo (condição genética favorável, ausência de doenças); condição microambiental favorecedora; ou a combinação de ambos (KOHYAMA et al., 2005).

4 CONCLUSÕES

- A função de Richards apresentou desempenho superior às demais funções testadas e apresentou ajuste satisfatório para a modelagem do crescimento em diâmetro de araucária em função da idade;
- Os indivíduos amostrados podem ser divididos em duas classes conforme o incremento diamétrico, que apresentam padrões de crescimento diferenciados ao longo do tempo;
- O incremento apresenta relação inversa com o tamanho dos indivíduos até as classes intermediárias, estabilizando-se nas maiores classes e aumentando na última classe, possivelmente em razão desses ainda não terem atingido o valor assintótico. Essa constatação leva à rejeição da primeira hipótese estabelecida neste trabalho, uma vez que não há relação constante entre o tamanho dos indivíduos e seu incremento.
- O tempo de passagem foi diretamente proporcional ao tamanho do indivíduo, sendo essa tendência similar para ambas as classes de incremento. Porém, a classe de indivíduos superiores apresentou menor tempo de passagem, com diferenças mais marcantes em relação aos indivíduos inferiores nas classes intermediárias.
- A araucária apresenta autocorrelação temporal no crescimento, ou seja, indivíduos superiores tendem a apresentar maior crescimento desde as classes iniciais e esse padrão de crescimento tende a ser mantido ao longo do tempo. Sendo assim, a segunda hipótese deste trabalho foi confirmada.

REFERÊNCIAS

- ALDER, D. Simple methods for calculating minimum diameter and sustainable yield in mixed tropical forest. In: MILLER, F. R.; ADAM, K. L. **Wise management of tropical forests**. Oxford: Oxford Forest Institute, 1992. p. 189-200.
- BIGELOW, S. W.; PAPAIAK, M. J.; COUM, C.; NORTH, M. P. Faster growth in warmer winters for large trees in a Mediterranean-climate ecosystem. **Climatic Change**, v. 123, p.215–224, 2014.
- BRIENEN, R. J. W.; ZUIDEMA, P. A.; The use of tree rings in tropical forest management: projecting timber yields of four Bolivian tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 226, p. 256-267, 2006.
- BRIENEN, R. J. W.; ZUIDEMA, P. A.; DURING, H. J. Autocorrelated growth of tropical forest trees: Unraveling patterns and quantifying consequences. **Forest Ecology and Management**, v. 237, p. 179-190, 2006.
- BRISBIN, I. L.; COLLINS, C. T.; WHITE, G. C. McCALLUM, D. A. A new paradigm for the analysis and interpretation of growth data: the shape of things to come. **The auk**, v. 104, n. 3, p. 552-554, 1987.
- BULLOCK, S.H.; TURNER, R.M.; HASTINGS, J.R.; ESCOTO-RODRIGUEZ, M.; LOPEZ, Z.R.A.; RODRIGUEZ-NAVARRO, J.L. Variance of size–age curves: bootstrapping with autocorrelation. **Ecology**, v. 85, p.2114–2117, 2004.
- BURKHART, H. E.; TOMÉ, M. **Modeling forest trees and stands**. New York: Springer, 2012. 460p.
- CABRAL, D. C.; CESCO, S. Notas para uma história da exploração madeireira na Mata Atlântica do Sul-Sudeste. **Ambiente e Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 33-48, 2008.
- CLARK, D. A.; CLARK, D. B. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. **Ecological Monographs**, v. 62, p.315–344, 1992.
- COLBERT, J. J.; SCHUCKERS, M.; FEKEDULEGN, D.; RENTCH, J.; MACSIURTAIN, M.; GOTTSCHALK, K. Individual tree basal-area growth parameter estimates for four models. **Ecological Modelling**, v. 174, p.115-126, 2006.
- CURTO, R. A. **Avaliação do crescimento e potencial de manejo em plantio superestocado de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O Ktze**.250 f. Tese - (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.
- DALLA LANA, M. **Dinâmica e prognose do crescimento em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil**. 187 f. Dissertação – (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.
- DAMGAARD, C.; WEINER, J. Modeling the growth of individuals in crowded plant populations. **Journal of Plant Ecology**, v. 1, n. 2, p.111-116, 2008.
- ENQUIST, B. J.; WEST, G. B.; CHARNOV, E. L.; BROWN, J. H. Allometric scaling of production and life-history variation in vascular plants. **Nature**, v. 401, p. 907-911, 1999.

GRAYBILL, F. A. **Theory and Application of the Linear Model**. Belmont: Duxbury Press, 1976.

HANSON, P. J.; TODD, D. E.; AMTHOR, J. S. A six-year study of sapling and large-tree growth and mortality responses to natural and induced variability in precipitation and throughfall. **Tree Physiology**, v. 21, p. 345–358, 2001.

HESS, A. F.; CALGAROTTO, A. R.; PINHEIRO, R.; WANGINIÁK, T. C. R. Proposta de manejo de *Araucaria angustifolia* utilizando o quociente de Liocourt e análise de incremento, em propriedade rural no Município de Lages, SC. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 337-345, 2010.

HESS, A. F.; SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. Crescimento em diâmetro de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em função da idade em três regiões do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 19, n. 1, p. 7-22, 2009.

KEENAN, T. F.; HOLLINGER, D. Y.; BOHRER, G.; DRAGONI, D.; MUNGER, J. W.; SCHMID, H. P.; RICHARDSON, A. D. Increase in forest water-use efficiency as atmospheric carbon dioxide concentrations rise. **Nature**, v. 499, p. 324–327, 2013.

KERSTEN, R. A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V. **Fitossociologia no Brasil**, v. 2, 2015. p.156-182.

KIRILENKO, A. P.; SEDJO, R. A. Climate change impacts on forestry. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 50, p. 19697-19702, 2007.

KOHYAMA, T.; HARA, T. Frequency distribution of tree growth rate in natural forest stands. **Annals of Botany**, v. 64, p. 47–57, 1989.

KOHYAMA, T.; KUBO, T.; MACKLIN, E. Effect of temporal autocorrelation on apparent growth rate variation in forest tree census data and an alternative distribution function of tree growth rate. **Ecological Research**, v. 20, p. 11-15, 2005.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. GTZ, 1990. 343p.

LEONI, J. M.; FONSECA JÚNIOR, S. F. F.; SCHONGART, J. Growth and population structure of the tree species *Malouetia tamaquarina* (Aubl.) (Apocynaceae) in the central Amazonian floodplain forests and their implication for management. **Forest Ecology and Management**, v. 261, Pages 62-67, 2011.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; HIGUSHI, N.; LAURANCE, W. F.; NEIL, D. A.; SILVA, J. N. M.; TERBORGH, J.; TORRES LEZAMA, A.; VÁSQUEZ MARTINEZ, R.; BROWN, S.; CHAVE, J.; KUEBLER, C.; NUNEZ VARGAS, P.; VICENTI, B. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, v. 359, p. 421–436, 2004.

LEWIS, S. L.; LLOYD, J.; SITCH, S.; MITCHARD, E. T. A.; LAURANCE, W. F. Changing ecology of tropical forests: Evidence and drivers. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 40, p; 529–549, 2009.

MARCHIORI, J.N.C. **Dendrologia das gimnospermas**. Santa Maria: UFSM, 1996.158 p.

MATTOS, P. P.; OLIVEIRA, M. F.; AGUSTINI, A. F.; BRAZ, E. M.; RIVERA, H., OLIVEIRA, Y. M. M. ROSOT, M. A. D.; GARRASTAZU, M. C. Aceleração do crescimento em diâmetro de espécies da Floresta Ombrófila Mista nos últimos 90 anos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 319-326, 2010.

MOUSSEAU, M.; SAUGIER, B. The direct effect of increased CO₂ on gas exchange on growth of forest tree species. **Journal of Experimental Botany**, v. 43, n. 8, p. 1121-1130, 1992.

NARVAES, I.S.; BRENA, D. A.; LONGHI, S. J. Estrutura da regeneração natural em floresta ombrófila mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**, v. 15, p. 331–342, 2005.

NUTTO, L. Manejo do crescimento diamétrica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Baseado na árvore individual. **Ciência Florestal**, v. 11, p. 9-25, 2001.

NUTTO, L.; SPATHELF, P.; ROGERS, R. Managing diameter growth and natural pruning of Parana Pine *Araucaria angustifolia* (Bert.) O Ktze., to produce high value timber. **Annals of Forest Science**, v. 62, p. 167-173, 2005.

PFISTER, C.A.; STEVENS, F.R. The genesis of size variability in plants and animals. **Ecology**, 83, 59–72, 2002.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield**. München: Springer, 2009. 664p.

PRETZSCH, H.; BILBER, P.; SCHUTZE, G.; UHL, E.; ROTZER, T. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. **Nature Communications**, v. 5, e4967, 2014.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2008.

RICHARDS, F. J. A flexible growth function for empirical use. **Journal of Empirical Botany**, v. 10, p.290-300, 1959.

ROHNER, B.; BUGMANN, H.; BIGLER, C. Estimating the age-diameter relationship of oak species in Switzerland using nonlinear mixed-effects model. **European Journal of Forest Research**, v. 132, p. 751-764, 2013.

ROSOT, M. A. D. Manejo florestal de uso múltiplo: uma alternativa contra a extinção da Floresta com Araucária? **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 55, p. 75-85, 2007.

SANQUETTA, C. R. ARAUSIS: Sistema de simulação para manejo sustentável de florestas de Araucária. **Floresta**, v. 29, n. 12, 1999.

VIEIRA, S.; TRUMBORE, S.; CAMARGO, P. B.; SELHORST, D.; CHAMBERS, J. Q.; HIGUSHI, N.; MARTINELLI, L. A. Slow growth rates of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 51, p. 18502-18507, 2005.

von BERTALANFFY, L. Quantitative laws in metabolism and growth. **The Quarterly Review of Biology**, v. 32, n. 3, p.218-229, 1957.

WORBES, M. annual growth rings, rainfall-dependent growth and long-term growth patterns of tropical trees from the caparo forest reserve in Venezuela. **Journal of Ecology**, v. 87, n. 3, p. 391-403, 1999.

ZEIDE, B. Analysis of Growth Equations. **Forest Science**, v. 39, n.3, p.594–616, 1993.

CAPÍTULO 4 - ESTRUTURA DIAMÉTRICA OTIMIZADA DE POPULAÇÕES NATIVAS DE ARAUCÁRIA VISANDO SEU MANEJO SUSTENTÁVEL

RESUMO

A definição do melhor método de manejo para florestas inequidâneas é uma tarefa complexa que envolve uma série de variáveis. Diante disso, a combinação ótima de muitas variáveis é mais facilmente obtida por meio de um conjunto de modelos e de um simulador capaz de prever o desenvolvimento do povoamento sob diferentes condições de manejo, por meio da otimização das variáveis envolvidas. Neste capítulo simulou-se a estrutura diamétrica pós-desbaste ótima para a araucária, com o objetivo da maximização do valor presente líquido (VPL) da produção volumétrica ao fim de ciclos de corte. Os dados são oriundos de sete parcelas permanentes instaladas em 1999 em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, em General Carneiro, PR. A partir de um simulador da estrutura da comunidade arbórea e da araucária, baseado em modelos individuais de incremento, sobrevivência e um modelo global de recrutamento, estabeleceu-se a estrutura diamétrica ótima de araucária após desbastes simulados, considerando no processo de otimização diferentes diâmetros mínimos de corte, taxas de juros e ciclos de corte. O manejo por meio de desbastes e remoção da produção excedente àquela da estrutura remanescente pós-desbaste inicial ao fim de um ciclo de corte foi comparado com práticas de manejo considerando apenas remoção de todos os indivíduos acima de diâmetros mínimos de corte. Os resultados das simulações indicaram que os desbastes otimizados foi o método que proporcionou o maior incremento volumétrico ao longo dos ciclos de corte, maximizando o VPL da produção volumétrica ao fim dos ciclos simulados. Quando considerada a estrutura média da floresta, a estrutura resultante dos desbastes simulados não sofreu alteração em função do ciclo de corte, diâmetro mínimo e taxa de juros testados. Porém, todos esses fatores influenciaram o VPL da produção volumétrica, sendo maior quando considerado menores taxas de juros, menores ciclos de corte e menores diâmetros mínimos. Diferentes estruturas diamétricas irão requerer diferentes estratégias de manejo. Populações que apresentam o padrão exponencial negativo apresentaram maior potencial produtivo.

Palavras-chave: Simulação, produção volumétrica, dinâmica florestal, análise econômica.

ABSTRACT

The definition of best management method for uneven-aged forests stands is a complex task that involves a number of variables. Therefore, the optimum combination of several variables is more easily achieved through a set of models, and a simulator, which can predict the development of stands managed under different conditions, by optimizing the variables involved. In this chapter post-thinning diameter structure of araucaria was simulated, with the goal of maximizing the net present value (NPV) of volume production at the end of cutting cycles. The data are from seven permanent sample plots established in 1999 in Araucaria Forest fragments in General Carneiro, PR. From a simulator for the structure of the tree community and araucaria, based on individual models of growth, survival and a global model of recruitment, the optimal diameter structure of araucaria after simulated thinning was determined, considering in the optimization process different minimum diameters cut, interest rates and cutting cycles. The management by thinning and removal of the surplus production after a cutting cycle, regarding the remaining structure after the initial thinning, was compared with management practices considering the removal of all individuals over a minimum cutting diameter. Simulations results indicated that the optimized thinning was the method that provided the greatest volume increase over the cutting cycles, maximizing the NPV of volume production at the end of the simulated cycles. When considering the average forest structure, the resulting structure of the simulated thinning did not change due to the cutting cycle length, minimum diameter and interest rate. However, all these factors influenced the NPV of the volumetric production, which was higher when considered lower interest rates, smaller cutting cycles and smaller minimum diameter. Different diametric structures will require different management strategies. Populations with the negative exponential pattern showed the highest yield potential.

Keywords: Simulation, volumetric yield, forest dynamics, economic analysis.

1 INTRODUÇÃO

A araucária (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze) é a espécie arbórea característica do planalto meridional brasileiro, considerada a conífera de maior expressão da flora nacional (SANQUETTA et al., 2014). A ocorrência natural da espécie define a unidade fitogeográfica da Floresta Ombrófila Mista (FOM), também denominada de Floresta com Araucária (KERSTEN, et al., 2015).

Originalmente, a FOM cobria uma área de cerca de 200.000 km² no sul e sudeste do Brasil, avançando também em porções da Argentina e Paraguai (CARVALHO, 1994). Porém, especialmente em razão da intensa exploração da araucária do fim do século XIX ao longo do século XX, a área de cobertura original da FOM foi drasticamente reduzida (CABRAL; CESCO, 2008), levando a criação de medidas legais proibitivas ao seu manejo (BRASIL, 2001). Atualmente, estima-se que a área dessa tipologia esteja reduzida a 25% de sua cobertura original (SANQUETTA; MATTEI, 2006), representada por pequenos fragmentos, localizados majoritariamente em propriedades rurais privadas (RIBEIRO et al., 2009).

No âmbito da FOM, a ausência de manejo de qualquer natureza contribui para o empobrecimento e degradação de seus fragmentos (ROSOT, 2007) e a preservação integral dessas florestas por vias legais não é capaz de manter a quantidade e qualidade de seus remanescentes (SANQUETTA, 1999). Adicionalmente, a proteção por meio da total proibição ao manejo da araucária implica em desvalorização desse bem, levando à perda de interesse por parte dos proprietários rurais pela sua conservação (NUTTO, 2001), o que pode acarretar em efeitos depreciativos, uma vez que a importância da atuação dos proprietários rurais na conservação das florestas é amplamente reconhecida (BOON et al., 2010; SONG et al., 2014; MITANI; LINDHJEM, 2015; KELLY et al., 2016).

Considerando que grande parte dos fragmentos de FOM encontram-se em pequenas propriedades rurais, um eventual plano de manejo florestal nessas áreas deveria ter como objetivo principal a subsistência do pequeno produtor (ORELLANA, 2014) e atualmente já há iniciativas populares e de órgãos ambientais nesse sentido no Paraná e Santa Catarina². O estímulo ao manejo sustentável, por meio da

² “Produtores pedem liberação para corte de araucárias nativas” (<http://www.gazetadopovo.com.br/vida-e-cidadania/produtores-pedem-liberacao-para-corte-de-araucarias-nativas-9nvbxru3scgz34diur3gkr5r4>) e “Plano sobre manejo das araucárias” (<http://paulochagas.net/?tag=araucaria>).

geração e difusão de tecnologia, constitui-se então em uma forma de conservação dos remanescentes da FOM (SANQUETTA, 1999), possibilitando benefícios como a valorização da floresta como recurso sustentável e o desenvolvimento de mercados de bens e serviços originados por florestas naturais (ROSOT, 2007).

Para que o manejo sustentável da araucária seja possível, há a necessidade de desenvolvimento de técnicas apropriadas, com definição de ciclos e intensidades de corte, bem como manutenção de estoques residuais que permitam a continuidade dos remanescentes. Propostas de manejo para populações nativas de araucária têm sido feitas com base no parâmetro “q” de Liocourt (HESS et al., 2010; HESS et al., 2014), que assume razão constante entre o número de indivíduos em classes sucessivas (KERR, 2014) e com base em simulações (SANQUETTA, 1999; ORELLANA, 2014; DAL BEM et al., 2015). Porém, orientações de manejo baseadas na constante “q” podem resultar em um modelo excessivamente limitante ao estoque objetivo e o seu uso não resulta em uma orientação ótima a respeito da estrutura e estoque da floresta (GOVE; DUCEY, 2014). Por outro lado, as orientações de manejo para araucária baseadas em simulações não consideram a definição de uma estrutura ótima que vise a maximização do incremento ou ainda que leve em conta fatores econômicos.

A definição do melhor método de manejo para florestas inequidâneas é uma tarefa complexa que envolve uma série de variáveis. Diante disso, a combinação ótima de muitas variáveis é mais facilmente obtida por meio de um conjunto de modelos e de um simulador capaz de prever o desenvolvimento do povoamento sob diferentes condições de manejo, por meio da otimização das variáveis envolvidas (TROSOBARES; PUKKALA, 2004). Portanto, a atualização das orientações ao manejo de florestas mistas inequidâneas com base em métodos mais flexíveis e avançados é uma medida sensata e necessária (GOVE; DUCEY, 2014).

O uso da otimização em florestas inequidâneas permite definir esquemas de corte que levam a estrutura a um estado-estável (*steady-state*) com produção constante (ADAMS; EK, 1974). O resultado final da otimização constitui-se então na distribuição diamétrica ótima pós-desbaste, conforme o objetivo pré-definido, que pode ser a maximização de variáveis econômicas ou da produção madeireira (TAHVONEN et al., 2010; PUKKALA et al., 2010; RAMO; TAHVONEN, 2014). A distribuição diamétrica pós-desbaste pode ser considerada então como a orientação de manejo mais simples e geral para florestas inequidâneas (LÄHDE et al., 1999).

Neste capítulo simulou-se a estrutura diamétrica pós-desbaste ótima para a araucária, com o objetivo da maximização do valor presente líquido (VPL) da produção volumétrica ao fim de ciclos de corte. As seguintes hipóteses foram testadas:

- É possível definir regime de cortes otimizados que maximizem o VPL da produção volumétrica após determinado ciclo de corte;
- A estrutura pós-desbaste ótima depende de fatores como ciclo de corte, diâmetro mínimo e taxas de juros;
- Diferentes estruturas diamétricas irão requerer diferentes estratégias de manejo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A base de dados utilizadas neste capítulo é oriunda de 7 unidades amostrais permanentes de 1 ha, alocadas na Floresta Ombrófila Mista em General Carneiro, PR, conforme descrito no Capítulo 1. A parcela 8 não foi considerada neste capítulo em razão da presença de poucos indivíduos da espécie.

2.2 PROJEÇÕES DA ESTRUTURA DIAMÉTRICA E SIMULAÇÕES DE DESBASTES

A partir da estrutura diamétrica da floresta em 2013, foram simulados desbastes sobre a estrutura da araucária com o objetivo de maximizar o VPL da produção volumétrica excedente à remanescente ao fim de determinado ciclo de corte. A partir da estrutura desbastada, projetou-se a estrutura futura por meio de modelos individuais de incremento e sobrevivência e de um modelo de recrutamento, otimizados simultaneamente, conforme descrito no Capítulo 2. Foram efetuadas simulações considerando diferentes diâmetros mínimos de corte (30, 40 e 50 cm); diferentes ciclos de corte (20 a 40 anos, com intervalos de 4 anos) e taxas de juros (8, 10 e 12%).

A função objetivo para a otimização da estrutura pós-desbaste é descrita pela expressão 1. A frequência de indivíduos por classe diamétrica foi empregada como variável de decisão, juntamente com o diâmetro mínimo de corte. O objetivo da otimização é gerar uma estrutura estável (*steady-state*), em que o incremento corrente possa ser removido periodicamente enquanto a estrutura diamétrica e o volume inicial da floresta são mantidos (ADAMS; EK, 1974; PUKKALA et al., 2010; TAHVONEN, 2011; RAMO; TAHVONEN, 2014). Para que os objetivos de sustentabilidade e de manutenção da estrutura natural da floresta fossem atendidos, as seguintes restrições foram impostas:

1 – O número de indivíduos removidos no desbaste inicial deve ser menor ou igual à frequência atual em cada classe;

- 2 – O número de indivíduos gerados ao fim do ciclo de corte deve ser maior ou igual à frequência remanescente em cada classe;
- 3 – O número de indivíduos na classe “i+1” deve ser menor que na classe “i” ao fim do ciclo de corte;

$$\max z = VPL \quad (1)$$

Em que:

VP = Valor presente, obtido conforme expressão 2.

$$VPL = \frac{\sum_{i=1}^t (v_i \cdot p - c)}{(1+i)^T} \quad (2)$$

Em que:

v_i = volume excedente ao remanescente (m^3) ao fim do ciclo “T” (anos) na classe diamétrica “i”;

p = preço por unidade volumétrica;

c = custos;

i = taxa de juros ao ano.

Conforme análise preliminar, para alguns casos a projeção da estrutura tende a gerar um número de indivíduos inferior ao remanescente na primeira classe, possivelmente em razão de baixo recrutamento. Nesses casos, para que a terceira restrição fosse atendida, a simulação indicaria remoções excessivas nas classes subsequentes. Em razão disso, a segunda restrição foi retirada para a primeira classe e mantida apenas para as demais. Desse modo, com exceção da primeira classe, todas as demais estariam sujeitas a desbastes iniciais, visando à máxima produção ao fim do ciclo nas classes acima do diâmetro mínimo estabelecido.

A produção volumétrica resultante de cada ciclo, diâmetro mínimo e taxa de juros consistiu no somatório das diferenças entre o volume projetado ao fim do ciclo e o volume remanescente atual, por classe diamétrica. Os volumes comerciais com casca de araucária foram obtidos por meio da equação desenvolvida no Inventário Florestal do Pinheiro no Sul do Brasil (FUPEF, 1978). Foi utilizada a equação hipsométrica desenvolvida por Péllico Netto et al. (2012), a partir do modelo

hipsométrico de Prodan, para as estimativas de altura comercial, utilizada como variável dependente na equação volumétrica.

Para o cálculo do VPL considerou-se o valor de R\$ 236,00 para o m³ comercial de araucária em pé, para retirada no local, conforme média em outubro de 2015 para o estado do Paraná (SEAP, 2015a). Sendo assim, neste trabalho não foram considerados custos de exploração. Um custo anual de administração de R\$ 250,00 ha.ano⁻¹ foi estabelecido com base em trabalhos desenvolvidos no Paraná, considerando outras espécies florestais (VITALE; MIRANDA, 2010; VIEIRA, 2012); adicionado de custo anual da terra, definido como o produto do valor da terra pela taxa de juros. Neste caso, o valor da terra considerado foi de R\$ 3.500,00.ha⁻¹ para a classe de terras não mecanizáveis (incluem remanescentes florestais) no município de General Carneiro, Paraná (SEAP, 2015b). O VPL consistiu no produto do valor do m³ pelo somatório da produção volumétrica excedente à remanescente pós-desbaste inicial ao fim do ciclo de corte nas classes acima do diâmetro mínimo avaliado, subtraído o valor dos custos e corrigido pela taxa de juros.

As simulações foram efetuadas em planilha eletrônica e o método de otimização empregado foi o Gradiente Reduzido Generalizado não linear, ou GRG não linear, por meio do suplemento *Solver*. A abordagem básica do método GRG não linear consiste na linearização da função objetivo e de suas restrições a uma solução ótima local, por meio de sucessivas soluções aproximadas para o problema, em um processo contínuo, até que as condições ótimas sejam encontradas (LASDON et al., 1974; LEE et al., 2004; SHARMA; GLEMESTAD, 2013).

O resultado da otimização por desbastes foi comparado com o manejo seletivo baseado em diâmetros mínimos, simulando-se a remoção de todos os indivíduos acima de um diâmetro estabelecido. Avaliou-se a remoção volumétrica potencial no início do manejo, após dois ciclos sucessivos de 20 anos (V_0 , V_{20} e V_{40}). O VPL de cada remoção também foi verificado, considerando-se uma taxa de juros média de 10% ao ano, juntamente com o incremento periódico anual (IPA) para o período entre a primeira intervenção até o fim do ciclo de 20 anos e após a intervenção aos 20 anos até os próximos 20 anos.

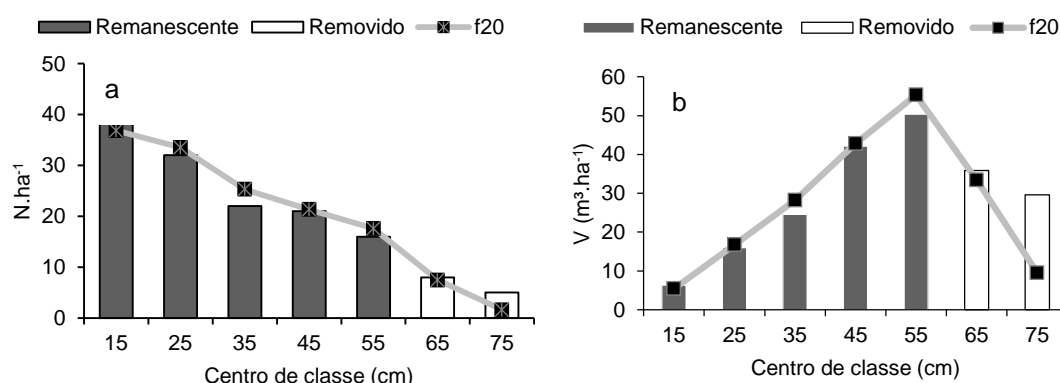
Neste trabalho não foram consideradas estimativas de perdas à estrutura remanescente em razão de possíveis impactos da exploração.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 SIMULAÇÃO DE DESBASTES INICIAIS

A estrutura pós-desbaste ideal, considerando a média da floresta, consistiu na remoção de todos os indivíduos de araucária a partir da classe de 65 cm (Figura 4.1). Esse resultado da otimização foi o mesmo considerando as diferentes taxas de juros e diferentes diâmetros mínimos de corte. Todas as restrições impostas foram atendidas considerando um ciclo de 20 anos, quando também o VPL da produção volumétrica foi maximizado.

FIGURA 4.1 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA (a) E VOLUMÉTRICA (b) (MÉDIA DA FLORESTA) REMANESCENTE, REMOVIDA E FUTURA (F20) DE ARAUCÁRIA APÓS UM CICLO DE 20 ANOS PÓS-INTERVENÇÃO SIMULADA.



FONTE: O autor (2016).

O VPL da produção volumétrica variou em função do diâmetro mínimo e da taxa de juros (Tabela 4.1). Tais valores correspondem ao volume removido no desbaste inicial e ao acréscimo no volume das classes superiores ao diâmetro mínimo de corte ao fim do ciclo de 20 anos. O incremento no volume aproveitável durante o ciclo de 20 anos variou de 2,73 a 2,90 m³. ha⁻¹. ano⁻¹ em função do diâmetro mínimo de corte, resultados próximos aqueles derivados de Hess et al. (2010), em que o incremento volumétrico de araucária variou de 2,16 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ a 3,09 m³.ha⁻¹.ano⁻¹, em simulações de manejo por meio do método de Liocourt. Observa-se, portanto, um ligeiro aumento no incremento da floresta, considerando que seu incremento com base em 14 anos de medições em parcelas permanentes sem distúrbios foi em média de 2,36 m³ ha⁻¹ ano⁻¹.

TABELA 4.1 - VALOR PRESENTE LÍQUIDO (R\$ ha⁻¹) DA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA DE ARAUCÁRIA CONSIDERANDO DIFERENTES TAXAS DE JUROS E DIÂMETROS MÍNIMOS, COM BASE NAS RECEITAS ATUAIS OBTIDAS POR MEIO DE DESBASTE SIMULADO E RECEITAS AO FIM DO CICLO DE 20 ANOS COM BASE NA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA EXCEDENTE À REMANESCENTE.

Taxa de juros (a.a)	d min					
	30 cm		40 cm		50 cm	
8%	R\$	12.585,88	R\$	12.421,39	R\$	12.421,39
10%	R\$	11.710,36	R\$	11.596,40	R\$	11.596,40
12%	R\$	11.129,08	R\$	11.049,61	R\$	11.049,61
Variáveis do povoamento	30 cm		40 cm		50 cm	
V ₀ (m³ ha ⁻¹)	65,20		65,20		65,20	
V ₂₀ (m³ ha ⁻¹)	57,93		54,68		54,68	
IPA (m³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	2,90		2,73		2,73	
Gr (m² ha ⁻¹)	4,8		4,8		4,8	

Em que: d min = diâmetro mínimo de corte; V₀ = volume removido no desbaste inicial; V₂₀ = volume removido ao fim do ciclo de corte; G_r = área basal removida no desbaste inicial.

Nota: Taxa de câmbio R\$: US\$ = 3,50 (18/05/2016), conforme Banco Central do Brasil.

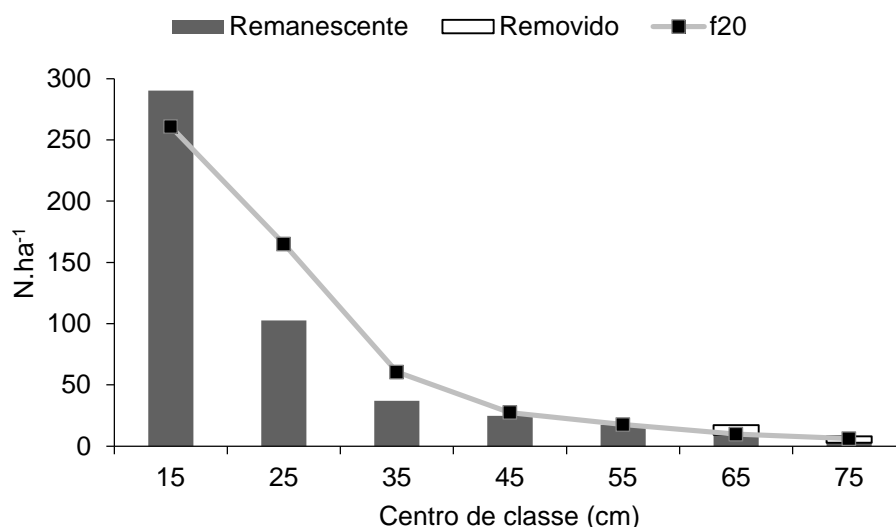
FONTE: O autor (2016).

A adoção de um diâmetro mínimo de 30 cm permitiria maior retorno financeiro (Tabela 4.1), uma vez que haveria um acréscimo de 3,25 m³.ha⁻¹ nessa classe. Por outro lado, considerando os diâmetros mínimos de 40 e 50 cm, não haveria diferença no VPL da produção volumétrica entre esses, uma vez que o acréscimo volumétrico durante o período seria apenas a partir da classe de 55 cm, desconsiderando-se o acréscimo na classe de 35 cm.

Considerando as altas taxas de juros praticadas no país, nenhuma das taxas avaliadas foi suficiente para postergar o ciclo de corte, sendo sempre mais atrativa a exploração em ciclo curto, apesar da potencial obtenção de maior produção volumétrica em ciclos mais longos. Apenas taxas de juros inferiores a 4% maximizariam o VPL em ciclos superiores a 20 anos.

A estrutura da floresta foi pouco afetada pela intervenção (Figura 4.2), com redução de 4,80 m² de G. Após o ciclo de 20 anos, observa-se preenchimento da classe de 65 e um número maior de indivíduos nas classes de 25 e 35. Entretanto, há redução no número de indivíduos na classe inicial, causado principalmente por ingresso de partes desses nas classes seguintes e mortalidade, uma vez que as simulações não indicam redução no recrutamento.

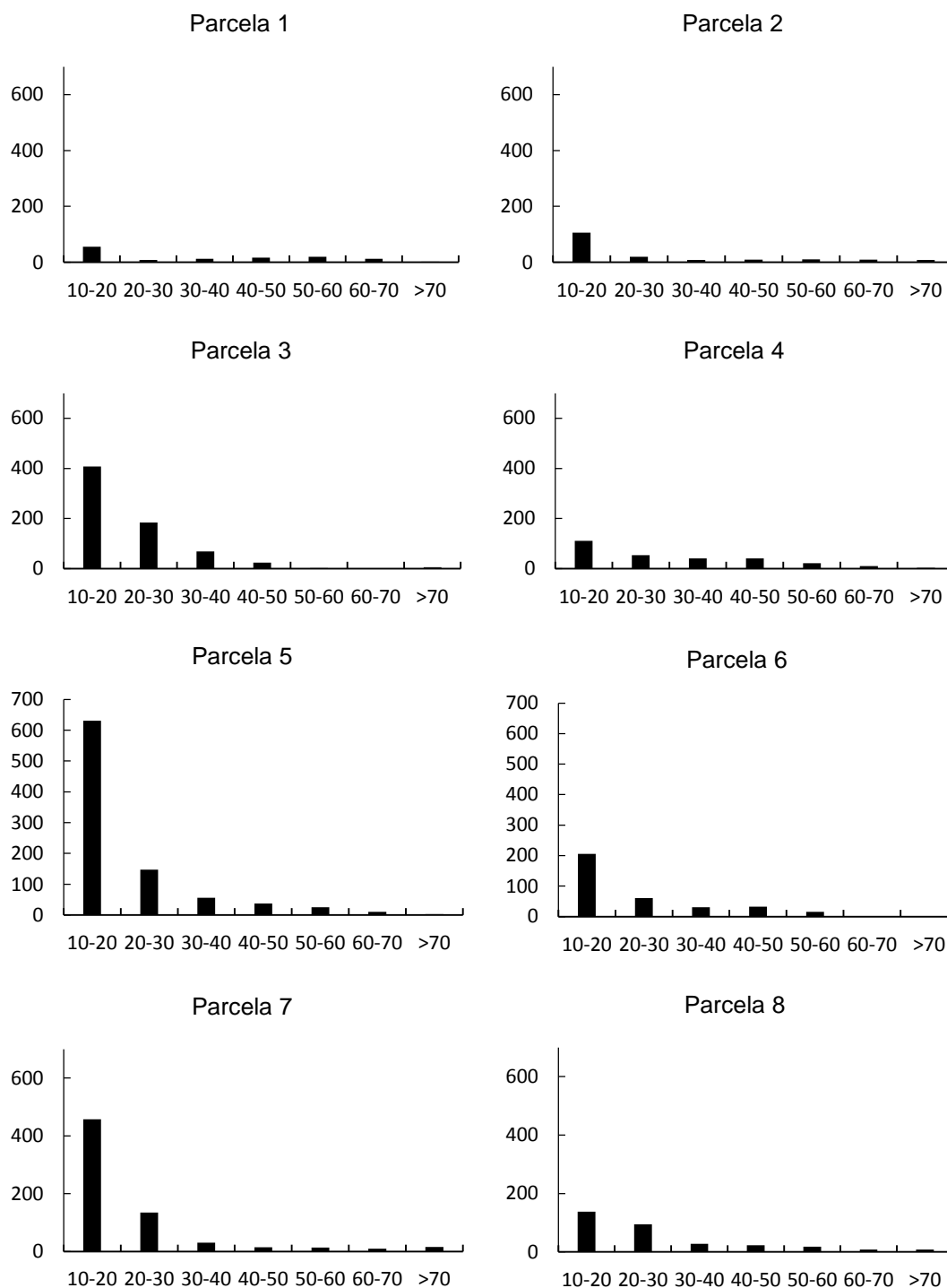
FIGURA 4.2 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA (MÉDIA) REMANESCENTE, REMOVIDA E FUTURA (F20) DA FLORESTA APÓS UM CICLO DE 20 ANOS PÓS-INTERVENÇÃO SIMULADA.



FONTE: O autor (2016).

Quando considerada a estrutura da floresta por parcela (Figura 4.3), observa-se que, embora essas apresentem diferentes densidades nas classes iniciais ($F = 30,16$; $p = 0,000$; Teste de Levene = $0,404$; $p = 0,87$), o número de indivíduos nas classes finais se aproxima, não havendo diferença estatística a partir da classe de 55 cm pelo teste SNK a 95% de probabilidade. Esse resultado indica que a capacidade de suporte da floresta em relação aos indivíduos de grande porte é limitada e independe da densidade total. Neste caso, a classe de 55 cm define a assíntota em que a curva da distribuição diamétrica passa a tender a zero. Portanto, a remoção de indivíduos das classes superiores, como recomendado na simulação, não altera a estrutura da floresta, permitindo que essa mantenha seu padrão exponencial negativo. Adicionalmente, como destacado no Capítulo 1, a classe de 55 cm é a que apresenta menor mortalidade, tanto para a floresta quanto para a araucária, com tendência crescente e a partir dessa. Complementarmente, a remoção de indivíduos de maior porte é esperada quando o objetivo é a maximização do VPL da produção volumétrica, uma vez que esse leva em consideração o custo de oportunidade das árvores remanescentes, que é diretamente proporcional ao tamanho e, conseqüentemente, ao volume dos indivíduos (PUKKALA et al., 2010).

FIGURA 4.3 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DAS PARCELAS. DESTAQUE PARA DIFERENTES DENSIDADES INICIAIS E DENSIDADES SIMILARES NAS MAIORES CLASSES.



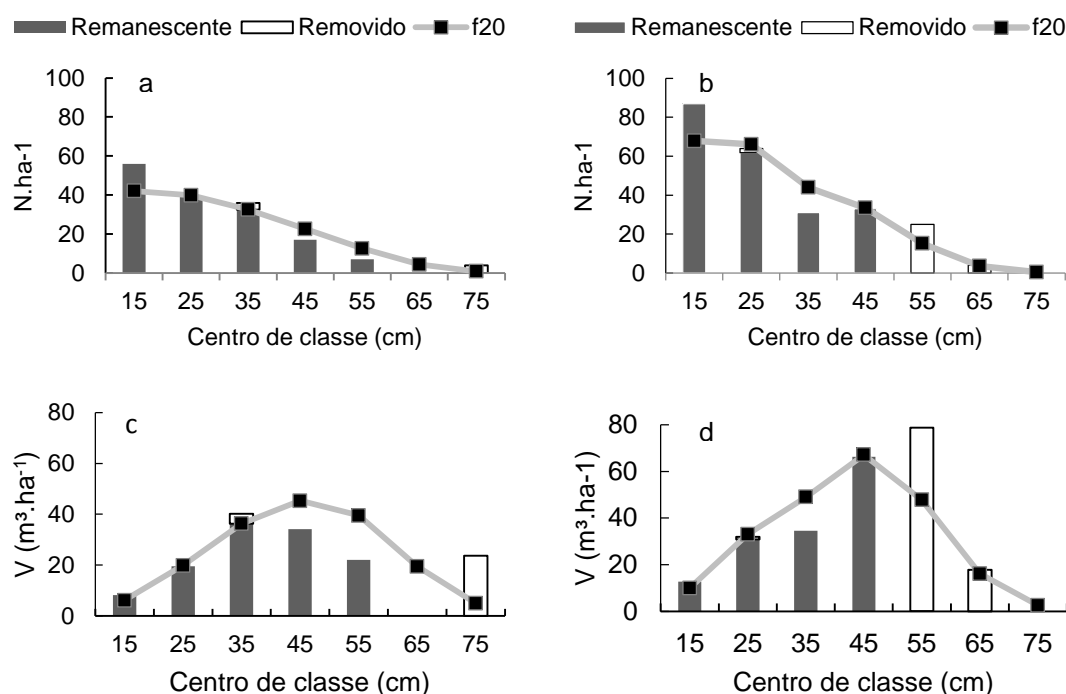
Em que: Eixo das abscissas: classe diamétrica (cm); eixo das ordenadas: número de indivíduos (ha).
 FONTE: O autor (2016).

Além da distribuição média da araucária para toda a floresta, avaliou-se parcelas em que a araucária apresenta distintas distribuições diamétricas. As parcelas 3 e 6 foram utilizadas para simular o desbaste ótimo em distribuições

exponenciais negativas, enquanto as parcelas 4 e 5 foram utilizadas para simulações em distribuições que desviam desse padrão.

Com base nas simulações para as parcelas 3 e 6, observa-se a tendência de manutenção da distribuição exponencial negativa, especialmente pela maior remoção de indivíduos nas maiores classes e aumento na frequência das classes intermediárias (Figura 4.4 a e b). A reposição volumétrica após o período de 20 anos é parcial, especialmente nas maiores classes, onde a remoção foi maior (Figura 4.4 c e d).

FIGURA 4.4 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA E VOLUMÉTRICA (PARCELAS 3 E 6) REMANESCENTE, REMOVIDA E FUTURA DE ARAUCÁRIA APÓS UM CICLO DE 20 ANOS (F20) PÓS INTERVENÇÃO SIMULADA. PARCELA 3: a, c; PARCELA 6: b, d.



FONTE: O autor (2016).

Para as parcelas 3 e 6 um ciclo de 20 anos foi suficiente para que as restrições impostas fossem atendidas, maximizando o VPL da produção volumétrica (Tabela 4.2). Na parcela 6 o VPL máximo foi obtido considerando um diâmetro mínimo de corte de 30 cm, uma vez que a classe terá um ganho de 14,46 m³, sobre o volume remanescente pós-desbaste. A adoção de diâmetros mínimos de 40 e 50 proporcionou o mesmo VPL, já que apenas a partir da classe de 55 houve incremento volumétrico em relação ao volume remanescente. O incremento volumétrico aproveitável pós-desbaste na parcela 6 chegou a 4,51 m³.ha⁻¹.ano⁻¹. Esses resultados indicam ligeiro aumento no incremento volumétrico na parcela,

uma vez que seu incremento referencial em situações não perturbadas é de 4,03 m³.ha⁻¹.ano⁻¹, conforme dados do inventário contínuo.

O VPL da produção volumétrica na parcela 3 foi inferior ao da parcela 6 em função de seu menor número de indivíduos e, conseqüentemente, menor possibilidade de extração. Na parcela 3, volumes excedentes ao remanescente foram observados a partir da classe de 45 cm, resultando então no mesmo VPL quando considerados diâmetros mínimos de corte de 30 e 40. O incremento volumétrico na parcela também apresentou acréscimo, podendo chegar a 2,88 m³.ha⁻¹.ano⁻¹, considerando que seu incremento referencial é de 1,04 m³.ha⁻¹.ano⁻¹.

TABELA 4.2 - VALOR PRESENTE LÍQUIDO (R\$ ha⁻¹) DA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA DE ARAUCÁRIA, CONSIDERANDO DIFERENTES TAXAS DE JUROS E DIÂMETROS MÍNIMOS, COM BASE NA ESTRUTURA DAS PARCELAS 3 E 6 APÓS UM CICLO DE 20 ANOS, PÓS DESBASTE SIMULADO.

Parcela	Taxa de juros (a.a)	d min		
		30 cm	40 cm	50 cm
3	8%	R\$ 4.755,26	R\$ 4.755,26	R\$ 4.161,65
	10%	R\$ 3.883,90	R\$ 3.883,90	R\$ 3.472,63
	12%	R\$ 3.305,46	R\$ 3.305,46	R\$ 3.018,63
	Variáveis do povoamento	30 cm	40 cm	50 cm
	V ₀ (m ³ ha ⁻¹)		32,10	
	V ₂₀ (m ³ ha ⁻¹)	57,7	57,7	45,9
	IPA (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	2,88	2,88	2,30
	Taxa de juros (a.a)	30 cm	40 cm	50 cm
6	8%	R\$ 14.379,66	R\$ 13.647,43	R\$ 13.647,43
	10%	R\$ 13.003,12	R\$ 12.495,82	R\$ 12.495,82
	12%	R\$ 12.079,92	R\$ 11.726,12	R\$ 11.726,12
	Variáveis do povoamento	30 cm	40 cm	50 cm
	V ₀ (m ³ ha ⁻¹)		65,90	
	V ₂₀ (m ³ ha ⁻¹)	90,14	75,68	75,68
	IPA (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	4,51	3,78	3,78

Em que: d min = diâmetro mínimo de corte; V₀ = volume removido no desbaste inicial; V₂₀ = volume removido ao fim do ciclo de corte; G_r = Área Basal Removida no desbaste inicial.

Nota: Taxa de câmbio R\$: US\$ = 3,50 (18/05/2016), conforme Banco Central do Brasil.

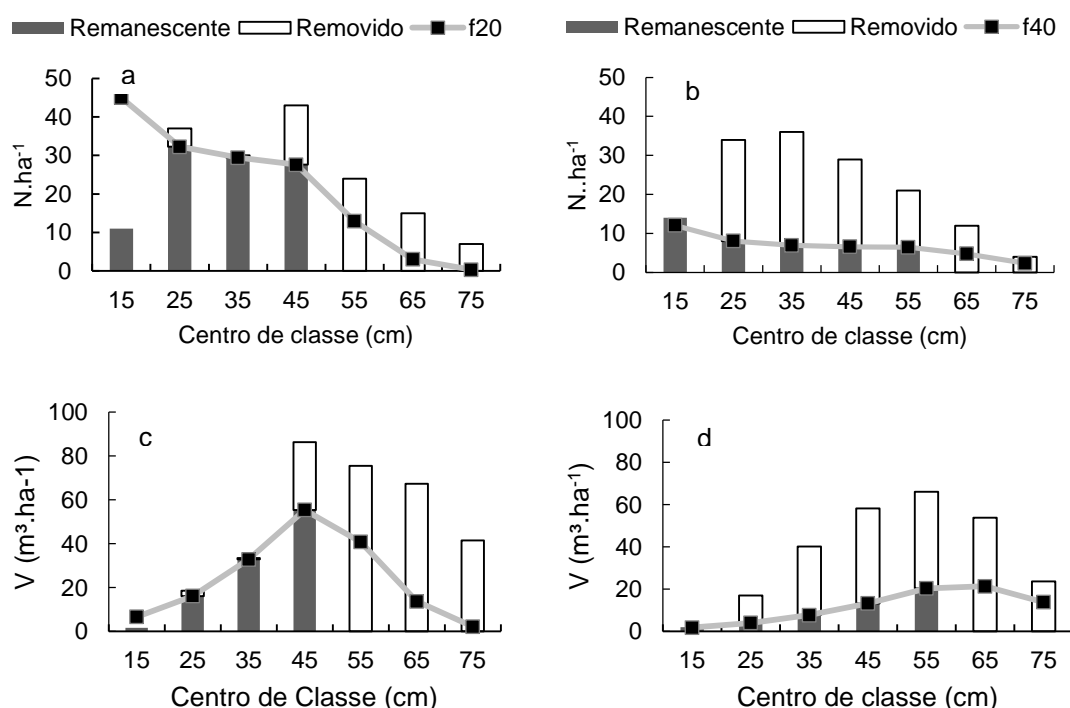
FONTE: O autor (2016).

Analisando-se as parcelas 4 e 5 (Figura 4.5), observa-se que em ambas a estrutura diamétrica da araucária desvia-se de uma distribuição exponencial negativa, especialmente pelo baixo número de indivíduos na primeira classe. Nesses casos, a simulação busca retomar o padrão exponencial negativo das distribuições,

recomendendo desbastes mais intensivos também nas menores classes, com exceção da primeira.

Para a parcela 4, o ciclo de 20 anos foi suficiente para que as restrições fossem atendidas e observa-se que a estrutura futura retoma o padrão exponencial negativo, com recrutamento expressivo para a primeira classe ao longo do período. Na parcela 5, todas as restrições foram atendidas também a partir de um ciclo de 20 anos. Nessa parcela, apesar da expressiva remoção de indivíduos em quase todas as classes, não houve ganhos no número de indivíduos na classe inicial, sendo esse praticamente estável ao longo de todo o ciclo. Embora tenha havido incremento volumétrico nas duas últimas classes em relação ao volume remanescente (Figura 4d), esse é muito inferior ao total removido.

FIGURA 4.5 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA E VOLUMÉTRICA (PARCELAS 4 E 5) REMANESCENTE, REMOVIDA E FUTURA DE ARAUCÁRIA APÓS UM CICLO DE 20 ANOS (F20), PÓS INTERVENÇÃO SIMULADA.



FONTE: O autor (2016).

Observa-se que para o caso de ambientes superestocados, como a parcela 5, cuja área basal é de 42 m², há maior dificuldade para a obtenção de uma estrutura ótima para a araucária. Embora a remoção de indivíduos recomendada corresponda a uma área basal de 16,83 m², a floresta permanece com cerca de 25 m², o que pode ser insuficiente para promover recrutamento mais expressivo. A falta de

indivíduos na primeira classe, por sua vez, comprometeria o desenvolvimento satisfatório da estrutura da espécie e, conseqüentemente, sua recuperação volumétrica.

Avaliando-se o VPL da produção volumétrica da araucária nas parcelas 4 e 5, observa-se que não há variação em função do diâmetro mínimo de corte (Tabela 4.3), uma vez que para a parcela 4 haverá ganho em número de indivíduos e incremento volumétrico apenas a partir da classe de 55 cm e para a parcela 5 somente a partir da classe de 65 cm. Dentre as simulações efetuadas, as parcelas 4 e 5 foram as que apresentaram o maior VPL. Porém, nesse caso, o alto valor é resultante em grande parte da grande remoção volumétrica inicial. No caso da parcela 5 o baixo incremento volumétrico observado resultante ($0,98$ a $1,03 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) reduz drasticamente os rendimentos ao final do ciclo de corte e não promovem a recuperação da floresta a um estado que permita o manejo sustentável e economicamente viável.

TABELA 4.3 - VALOR PRESENTE LÍQUIDO (R\$ ha^{-1}) DA PRODUÇÃO VOLUMÉTRICA DE ARAUCÁRIA CONSIDERANDO DIFERENTES TAXAS DE JUROS E DIÂMETROS MÍNIMOS, COM BASE NA ESTRUTURA DAS PARCELAS 4 E 5 APÓS UM CICLO DE 20 ANOS, PÓS DESBASTE SIMULADO.

Parcela	Taxa de juros (a.a)	d min		
		30 cm	40 cm	50 cm
4	8%	R\$ 53.727,48	R\$ 53.727,48	R\$ 53.727,48
	10%	R\$ 52.806,63	R\$ 52.806,63	R\$ 52.806,63
	12%	R\$ 52.194,42	R\$ 52.194,42	R\$ 52.194,42
	Variáveis do povoamento	30 cm	40 cm	50 cm
	$V_0 (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$		238,90	
	$V_{20} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$	60,84	60,84	60,84
	$\text{IPA} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1})$	3,04	3,04	3,04
5	8%	R\$ 51.004,77	R\$ 50.970,31	R\$ 50.954,59
	10%	R\$ 50.711,35	R\$ 50.687,47	R\$ 50.676,58
	12%	R\$ 50.527,32	R\$ 50.510,67	R\$ 50.503,07
	Variáveis do povoamento	30 cm	40 cm	50 cm
	$V_0 (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$		236,02	
	$V_{20} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$	20,50	19,82	19,51
	$\text{IPA} (\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1})$	1,03	0,99	0,98

Em que: d mim = diâmetro mínimo de corte; V_0 = volume removido no desbaste inicial; V_{20} = volume removido ao fim do ciclo de corte.

Nota: Taxa de câmbio R\$: US\$ = 3,50 (18/05/2016), conforme Banco Central do Brasil.

FONTE: O autor (2016).

Pode-se verificar que é possível garantir a sustentabilidade do manejo da araucária em populações nativas com a adoção de desbastes iniciais ótimos que

garantiriam produção volumétrica excedente à remanescente ao fim de um determinado ciclo de corte. de estrutura e geração de volume excedente fossem atendidas. Houve também aumento no incremento da espécie, permitindo recomposição parcial do estoque. Nos casos avaliados, o ciclo de corte de 20 anos foi suficiente para permitir que a maximização, dada as restrições, fosse atingida. Destaca-se, porém, que na parcela 5 as condições estruturais da floresta trazem limitações de ordem técnica e econômica ao manejo, pois as intervenções não promoveriam alterações suficientes para favorecer o incremento ao longo do ciclo de corte.

No Brasil, a legislação que regulamenta os Planos de Manejo Florestal Sustentável (Resolução CONAMA nº 406 de 02/02/2009), exclusiva para a Amazônia, estabelece ciclos de corte que variam de 10 a 35 anos, conforme a técnica de exploração e intensidade máxima de corte. Trabalhos desenvolvidos nesse bioma contemplam ciclos que variam geralmente de 10 a 40 anos (SIST; FERREIRA, 2007; SCHULZE et al., 2008; BRAZ et al., 2012; FORTINI et al., 2015). Em florestas inequiduais temperadas, ciclos de corte de 10 a 30 anos são considerados (TROSOBARES; PUKKALA, 2004; PUKKALA, et al. 2010; BOHN et al., 2011; TAHVONEN, 2011) ou até mesmo ciclos de 5 anos (RAMO; TAHVONEN, 2014).

Para a Floresta Ombrófila Mista não há regulamentação quanto ao ciclo de corte e em função das limitações legais ao manejo nessa tipologia, há poucos trabalhos que tratam do tema. Orellana (2014) analisou ciclos de 5, 10 e 30 anos para o manejo da Floresta Ombrófila Mista no Paraná e não observou variação no volume final dos diferentes regimes de manejo considerando simulações de 120 anos. Hess et al. (2010) visando o manejo de araucária em populações nativas em Santa Catarina por meio do quociente de Liocourt, recomendaram um ciclo de corte de 23 anos, semelhante ao observado neste trabalho. Por outro lado, Dal Bem et al. (2015) por meio de simulações que consideram a diversidade genética de populações nativas de araucária, concluíram que a sustentabilidade de ciclos curtos, como 22 anos, só seria possível caso adotado diâmetro mínimo de corte de 100 cm.

3.2 COMPARAÇÃO ENTRE MÉTODOS DE MANEJO

Comparando-se os resultados dos desbastes e diâmetros mínimos (Tabela 4.4), observa-se relação inversa entre a intensidade inicial de exploração e a produção volumétrica ao fim do primeiro e do segundo ciclo de corte. Assim, a maior intensidade de corte, considerando o diâmetro mínimo de 30 cm, foi a que proporcionou o menor incremento volumétrico, enquanto o desbaste, que promoveu a menor remoção inicial, proporcionou maior incremento volumétrico durante os dois ciclos.

TABELA 4.4 - DADOS COMPARATIVOS ENTRE O CORTE SELETIVO ACIMA DE DIFERENTES DIÂMETROS MÍNIMOS E O DESBASTE OTIMIZADO.

Variáveis	Diâmetro mínimo (cm)			Desbastes
	d 30	d 40	d 50	
V_0 ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	193,10	165,26	120,83	65,20
V_{20} ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	28,63	34,52	45,49	57,93
V_{40} ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	23,21	36,91	50,32	59,95
VT ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	244,94	236,69	216,64	183,08
IPA_{20} ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	1,43	1,73	2,27	2,90
IPA_{40} ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	1,16	1,85	2,52	3,00
VPL ₀	R\$ 45.570,79	R\$ 39.001,87	R\$ 28.515,90	R\$ 15.386,36
VPL ₂₀	R\$ 40.867,14	R\$ 34.504,78	R\$ 24.403,41	R\$ 11.710,36
VPL ₄₀	R\$ 40.228,88	R\$ 33.937,94	R\$ 23.906,52	R\$ 11.263,69

Em que: V_0 , V_{20} , V_{40} e VT: volume removido no início das intervenções; após 20 anos; após 40 anos; e volume total, considerando a remoção inicial e a produção nos ciclos, respectivamente; VPL₀, VPL₂₀ e VPL₄₀: valor presente líquido da produção volumétrica inicial; ao fim de um ciclo de 20 anos e ao fim de dois ciclos de 20 anos, respectivamente ($\text{R\$ ha}^{-1}$); IPA₂₀ e IPA₄₀: Incremento Periódico Anual em volume no primeiro e segundo ciclo, respectivamente; VT: Volume total, considerando a remoção inicial e a produção dos ciclos, VPT: Valor presente total, considerando o valor da remoção inicial e o valor presente da produção ao fim dos ciclos.

Nota: Taxa de câmbio R\$: US\$ = 3,50 (18/05/2016), conforme Banco Central do Brasil.

FONTE: O autor (2016).

Consequentemente, o VPL das produções volumétricas ao fim do primeiro e do segundo ciclo foi maior para as simulações de desbaste. Porém, quando considerado o VPL total da produção volumétrica ao fim de dois ciclos de corte, incluindo o valor da remoção inicial, o desbaste apresentou o menor valor, enquanto o corte acima de 30 cm de diâmetro proporcionou o maior. Tais resultados são consequência da maior remoção volumétrica inicial quando adotado um diâmetro mínimo de 30 cm, que é cerca de três vezes superior àquela proporcionada pelo desbaste. Entretanto, observa-se que a remoção de todos os indivíduos acima de um diâmetro mínimo de 30 cm é o método que geraria os menores incrementos,

apresentando inclusive redução no incremento no segundo ciclo. Por outro lado, o método dos desbastes, possibilitaria os maiores valores ao fim dos dois ciclos simulados, quando não comparando com a inclusão dos valores referentes às remoções iniciais.

Bohn et al. (2011), simulando a produção volumétrica de espécies temperadas, observaram resultados semelhantes aos deste trabalho. Os autores compararam a produção após um ciclo de 20 anos entre desbastes seletivos e corte acima de determinados diâmetro mínimos (> 30 cm) e constataram que os desbastes seletivos proporcionaram maior produção volumétrica, atribuída em parte à manutenção de indivíduos em classes maiores. Nyland (2005), avaliando métodos de manejo para espécies folhosas em florestas inequiâneas da América do Norte observou que cortes baseados em diâmetros limites gerariam menor produção de volume comercial e menores receitas após sucessivos ciclos de corte, quando comparado a desbastes seletivos. Situação semelhante foi observada por Kenefic et al. (2005) ao avaliarem métodos de manejo para espécies de coníferas. Os autores destacam que benefícios econômicos gerados em curto prazo por maiores remoções iniciais, quando adotado diâmetros mínimos menores, podem ser superados pela criação de condições no povoamento que limitam os benefícios residuais e futuros.

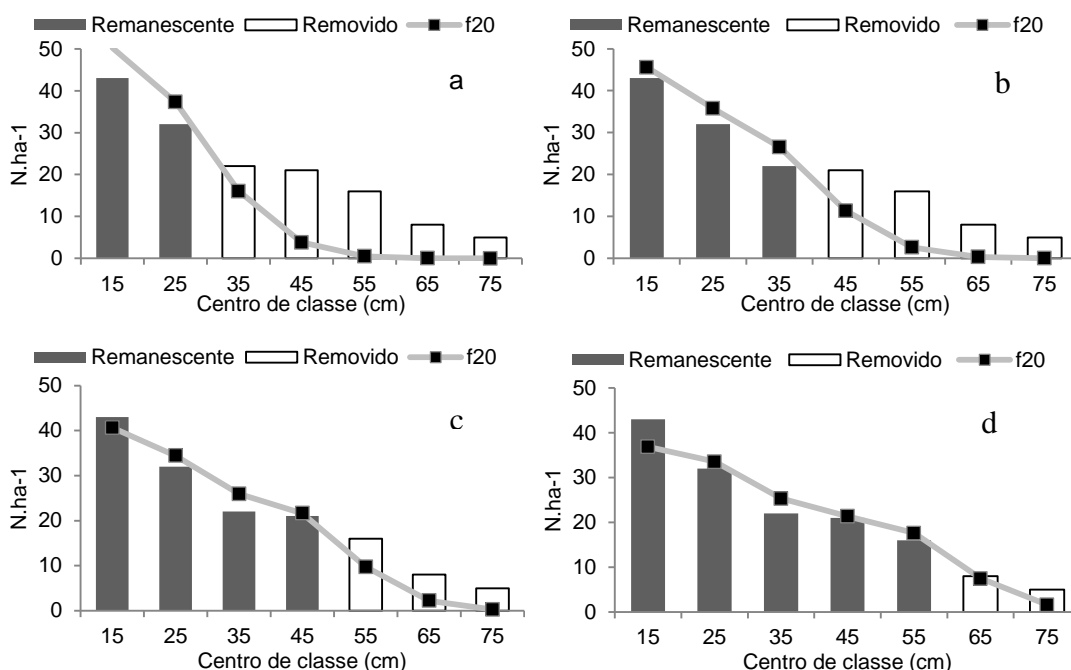
As simulações indicam que, para um ciclo de corte de 20 anos, a recuperação no número de indivíduos e, conseqüentemente, em volume se dá majoritariamente na classe seguinte à última remanescente, independente do diâmetro mínimo (Figura 4.4). Portanto, no caso da adoção de diâmetros mínimos inferiores, a produção volumétrica será em indivíduos de menor porte e, conseqüentemente, será menor, condizente com o observado na literatura (KENEFIC et al., 2005; NYLAND, 2005; BOHN et al., 2011).

Aspecto importante a ser considerado em relação às espécies florestais sujeitas ao manejo é a sua capacidade de regeneração pós-distúrbio. A regeneração natural de tais espécies é um elemento crucial ao manejo sustentável, pois a produção nos ciclos futuros dependerá da disponibilidade de plântulas e indivíduos recrutas (PARK et al., 2005; SCHWARTZ et al., 2014). A premissa central no manejo de florestas inequiâneas consiste na expectativa de que a remoção dos indivíduos de interesse irá estimular o crescimento das árvores remanescentes e promover a regeneração natural por meio da abertura do dossel, reduzindo a competição e

favorecendo a germinação, o que garantiria a produção nos ciclos futuros (MAGNUSSON et al., 1999; SWAINE; AGYEMAN, 2008).

As simulações indicam relação direta entre a intensidade da exploração e o recrutamento da araucária. A adoção de um diâmetro mínimo de 30 cm foi o método que promoveu maior recrutamento, indicando que o número de indivíduos na primeira classe ao fim do ciclo de 20 anos seria superior ao observado no presente. Por outro lado, no método dos desbastes, que promoveu a menor remoção, há redução no número de indivíduos na primeira classe ao fim do ciclo de corte, quando comparado com a densidade atual (Figura 4.6).

FIGURA 4.6 - NÚMERO DE INDIVÍDUOS ATUAIS, REMOVIDOS E FUTUROS DE ACORDO COM MÉTODO DE MANEJO. a) DIÂMETRO MÍNIMO DE 30 CM; b) DIÂMETRO MÍNIMO DE 40 CM; c) DIÂMETRO MÍNIMO DE 50 CM; d) DESBASTES.



FONTE: O autor (2016).

Apesar da escassez de trabalhos que tratem da quantificação do recrutamento após intervenções, a literatura é abundante em relação a estudos sobre a regeneração natural, que por sua vez, apresenta relação direta com o recrutamento. Menor regeneração natural associada à menor intensidade de exploração tem sido observada por autores para florestas tropicais (CHAPMAN; CHAPMAN, 2004; SMITH et al., 2005; PARK et al., 2005; SMITH; NICHOLS, 2005; SWAINE; AGYEMAN, 2008; SCHWARTZ et al., 2014) e florestas temperadas (ZHU et al., 2003; SONG et al., 2007; JENNINGS; NEYLAND, 2011). No caso da

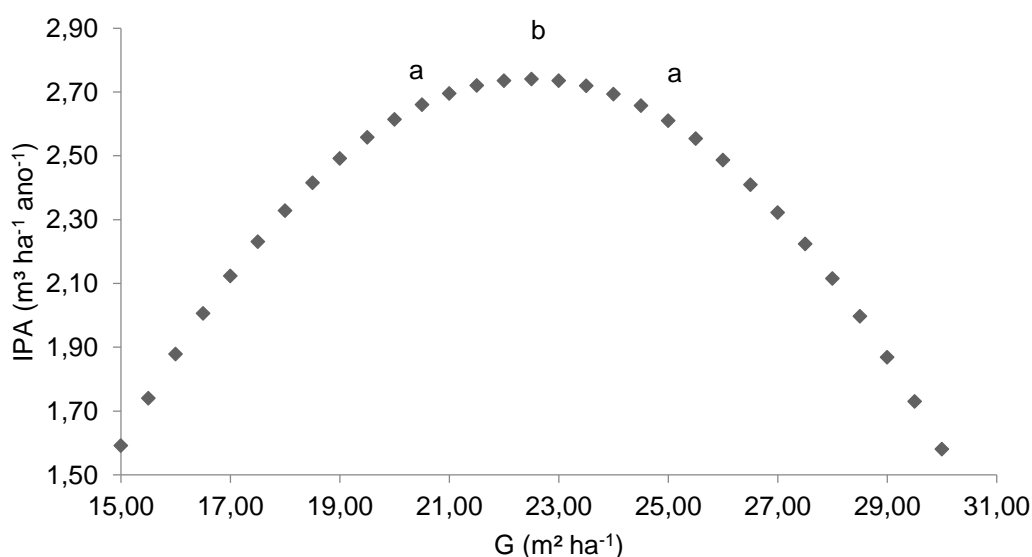
araucária, menor regeneração natural em ambientes com pouca abertura de dossel também já foi apontado (SANQUETTA, 1999; SOUZA et al., 2008; PALUDO et al., 2011). Por outro lado, outros estudos indicam que a araucária apresenta capacidade de regeneração satisfatória sob diferentes condições de sombreamento e luminosidade (DUARTE et al., 2002; VALENTE et al., 2010) sendo possível então que a predação de suas sementes, que é maior em florestas densas que em áreas abertas (IOB; VIEIRA, 2008); e a característica dioica da espécie, com razão sexual de 1:1 que reduz à metade o número de indivíduos produtores de sementes (PALUDO et al., 2009; PALUDO et al., 2011); sejam os fatores de maior influência sobre a regeneração da espécie. Portanto, cuidados adicionais devem ser tomados de forma a garantir os processos favorecedores da regeneração natural da araucária, observando seus aspectos ecológicos e reprodutivos. Como opção para áreas manejadas, sugere-se o enriquecimento com mudas da espécie e ainda condução de indivíduos de interesse por meio de tratamentos silviculturais.

Visando a compreensão dos efeitos de desbastes sobre o incremento volumétrico em florestas, Assmann (1970) apresentou os conceitos de área basal crítica, área basal ótima e área basal máxima, denominados de “valores característicos”. Conforme definições do autor, a área basal ótima de um povoamento corresponde àquela em que o incremento volumétrico é máximo; enquanto a área basal crítica é aquela que proporciona incremento de 95% em relação ao incremento máximo; e a área basal máxima corresponde ao valor máximo absoluto da área basal de um período. Apesar de tais parâmetros serem usuais para povoamentos equiâneos, estimou-se os valores característicos referentes à araucária para este trabalho por meio das simulações.

Foram testadas diferentes intensidades de desbastes e o IPA em volume para a araucária obtido, com base na estrutura ao fim do ciclo de 20 anos, foi ajustado em função da área basal resultante das diferentes intensidades por meio de um polinômio de segundo grau (Figura 4.7). Uma vez que o incremento até o fim do ciclo de corte é maximizado quando empregado o método dos desbastes, a área basal remanescente após a intervenção simulada, que remove apenas indivíduos de araucária, representa então a área basal ótima da floresta para a espécie, em que o seu incremento é otimizado. Para as condições médias da floresta, em que a araucária corresponde originalmente a 56% da área basal total, a área basal ótima é de $23,66 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$. Já a área basal crítica, que implica em desbaste mais intenso e

promove redução de 5% no incremento em relação ao IPA máximo, é de aproximadamente $20,90 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$. Analogamente, considerando que o IPA decresce de forma semelhante tanto com a redução ou aumento em G, a área basal crítica também pode resultar de um desbaste menos intenso que, para este caso, corresponde a área basal remanescente de cerca de $26,40 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$. A área basal máxima, que corresponde ao valor pré-intervenção, é de $28,33 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$. Tais resultados indicam que, para as condições consideradas, desbastes que resultam em área basal remanescente no intervalo de $20,90$ a $26,40 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ são os mais adequados quando o objetivo é a maximização do incremento volumétrico, admitindo-se perdas de no máximo 5% em relação ao incremento ótimo.

FIGURA 4.7 - ÁREA BASAL CRÍTICA (a) E ÓTIMA (b) DA FLORESTA VISANDO A MAXIMIZAÇÃO DO INCREMENTO VOLUMÉTRICO DE ARAUCÁRIA.



FONTE: O autor (2016).

Os resultados das simulações deste trabalho indicam que o método dos desbastes iniciais é aquele que promove o maior incremento volumétrico ao longo do primeiro e segundo ciclo, recomendando que os cortes iniciais sejam efetuados nas maiores classes diamétricas. Essa decisão é esperada, pois essas classes são as que apresentam maior volume, incremento e maior sobrevivência até a classe de 55 cm. Dadas essas condições, observa-se que a reposição volumétrica nas maiores classes também seria maior, o que leva a assumir que, caso adotado

diâmetro mínimo de corte de 30 cm (ou inferior), em poucos casos haveria volume excedente ao remanescente nessa classe após o ciclo de corte de 20 anos.

Assim, diâmetros mínimos de corte de 40 ou 50 cm seriam mais apropriados caso o método dos desbastes fosse empregado, ou até mesmo para o caso do corte seletivo tradicional, uma vez que os resultados deste trabalho indicam que todos os métodos simulados proporcionariam produção volumétrica crescente e o método dos desbastes possibilitaria a recuperação volumétrica da floresta já no primeiro ciclo de corte. Porém, vale destacar que a definição de um diâmetro mínimo não deve ser única e geral, mas essa dependerá das condições estruturais e capacidade de recuperação de cada remanescente florestal. Como exemplo, pode-se citar que; considerando-se a estrutura média da floresta, haveria produção volumétrica excedente a partir da classe de 35; enquanto na parcela 4 seria a partir da classe de 55; e na parcela 5 a partir da classe de 65.

A legislação brasileira prevê diâmetro mínimo de corte de 50 cm para a maioria das espécies amazônicas (Resolução CONAMA nº 406 de 02/02/2009), corroborado por Fortini et al. (2015), que analisando diferentes cenários de manejo nesse bioma identificaram 50 cm como o diâmetro mínimo ideal. Já para a Floresta Ombrófila Mista, Orellana (2014) recomenda diâmetro mínimo de corte de 40 cm. Entretanto, destaca-se que a adoção arbitrária de um diâmetro mínimo como único indicador não é adequada, pois não garante a sustentabilidade ecológica do manejo (JENNINGS et al. 2001; SIST et al. 2003).

Deste modo, a extração quando feita nas classes onde a produção volumétrica é excedente em relação ao volume remanescente, após determinado ciclo de corte e acima de um diâmetro mínimo, como proposto neste trabalho, possibilita maior incremento volumétrico ao longo dos ciclos de corte e é menos impactante, permitindo a manutenção de uma estrutura estável e cobertura florestal contínua, juntamente com seus benefícios decorrentes (POMMERENING, 2006; PUKKALA et al., 2010; MASON, 2015; TAHVONEN, 2015; PUKKALA, 2016). Adicionalmente, o retorno financeiro resultante do manejo sustentável da araucária constituirá em renda extra ao proprietário rural, agregando valor à espécie e favorecendo a sua conservação.

4 CONCLUSÕES

- A aplicação de desbastes ótimos foi o método que proporcionou o maior incremento volumétrico ao longo de ciclos de corte, maximizando o VPL da produção volumétrica ao fim dos ciclos simulados;
- Quando considerada a estrutura média da floresta, a estrutura resultante dos desbastes simulados não sofreu alteração em função do ciclo de corte, diâmetro mínimo e taxa de juros testados. Porém, todos esses fatores influenciaram o VPL da produção volumétrica, sendo maior quando considerado menores taxas de juros, menores ciclos de corte e menores diâmetros mínimos.
- Diferentes estruturas diamétricas irão requerer diferentes estratégias de manejo. Populações que apresentam o padrão exponencial negativo apresentaram maior potencial produtivo.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, D. M.; EK, A. R. Optimizing the management of uneven-aged forest stands. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 4, p. 274-287, 1974.
- BOHN, K. K.; NYLAND, R. D.; YANAI, R. D. Comparing selection system and diameter-limit cutting in uneven-aged northern hardwoods using computer simulation. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 41, p. 963-973, 2011.
- BOON, T.E.; BROCH, S.W.; MEILBY, H. How financial compensation changes forest owners' willingness to set baside productive forest areas for nature conservation in Denmark. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 25, n.6, p. 565-573, 2010.
- BRASIL . **Resolução CONAMA n. 278** Diário Oficial da União de 18 de Julho de 2001.
- BRAZ, E. M.; SCHNEIDER, P. R.; MATTOS, P. P.; THAINES, F.; SELLE, G. L.; OLIVEIRA, M. F.; OLIVEIRA, L. C. Manejo da estrutura diamétrica remanescente de florestas tropicais. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 4, p. 787-794, 2012.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras**: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Colombo: EMBRAPA, 1994. 640p.
- CABRAL, D. C.; CESCO, S. Notas para uma história da exploração madeireira na Mata Atlântica do Sul-Sudeste. **Ambiente e Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 33-48, 2008.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 406** de 2 de fevereiro de 2009.
- CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. Unfavorable successional pathways and the conservation value of logged tropical forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 11, p. 2089-2105, 2004.
- DAL BEM, E. A.; BITTENCOURT, J. V. M.; MORAES, M. L. T.; SEBBENN, A. M. Cenários de corte seletivo de árvores na diversidade genética e área basal de populações de *Araucaria angustifolia* com base em modelagem Ecogene. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 106, p. 453-466, 2015.
- DUARTE L. S.; DILLENBURG L. R.; ROSA L. M. G. Assessing the role of light availability in the regeneratio of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). **Australian Journal of Botany**, v. 50, p. 741–751, 2002.
- FORTINI, L. B.; CROPPER, W. P. ; ZARIN, D. J Modeling the Complex Impacts of Timber Harvests to Find Optimal Management Regimes for Amazon Tidal Floodplain Forests. **PLoS ONE**, v.10, n. 8, p. e0136740, 2015.
- FUNDAÇÃO DE PESQUISAS FLORESTAIS DO PARANÁ – FUPEF. **Inventário florestal do pinheiro no sul do Brasil**. Curitiba: FUPEF/IBDF, 1978. 327p.
- GOVE, J. H.; DUCEY, M. J. Optimal uneven-aged stocking guides: an application to spruce-fir stands in New England. **Forestry**, v. 87, p. 61–70, 2014.

HESS, A. F.; CALGAROTTO, A. R.; PINHEIRO, R.; WANGINIAC, T. C. R. Proposta de manejo de *Araucaria angustifolia* utilizando o quociente de Liocourt e análise de incremento, em propriedade rural no Município de Lages, SC. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 337-345, 2010.

HESS, A. F.; MINATTI, M.; FERRARI, L. PINTRO, A. B. Manejo de floresta ombrófila mista pelo método de liocourt, município de Paineira, SC. **Cerne**, v. 20, n. 4, p. 575-580, 2014.

IOB, G.; VIEIRA, E. M. Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) in the Brazilian araucaria forest: influence of deposition site and comparative role of small and 'large' mammals. **Plant Ecology**, v.198, p.185-196, 2008.

JENNINGS, S.; NEYLAND, M. Seedling regeneration of celery-top pine (*Phyllocladus aspleniifolius*) after harvesting of rainforest in North-Western Tasmania. **Tasforests**, v. 19, p. 1-16, 2011.

JENNINGS, S.B., BROWN, N.D., BOSHIER, D.H., WHITMORE, T.C. LOPES, J.C.A. Ecology provides a pragmatic solution to the maintenance of genetic diversity in sustainably managed tropical rain forests. **Forest Ecology and Management**, v. 154, p.1-10, 2001.

KELLY, M. C.; GERMAIN, R. H.; MACK, S. A. Forest conservation programs and the landowners who prefer them: Profiling family forest owners in the New York City watershed. **Land Use Policy**, v. 50, p.17-28, 2016.

KENEFIC, L.S., SENDAK, P.E.; BRISETTE, J.C. Fixed diameter limit and selection cutting in northern conifers. **Northern Journal of Applied Forestry**, v. 22, n. 2, p. 77-84, 2005.

KERR, G. The management of silver fir forests: de Liocourt (1898) revisited. **Forestry**, v. 87, p.29-38, 2014

KERSTEN, R. A.; BORGO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V. **Fitossociologia no Brasil**, v. 2, 2015. p.156-182.

LÄHDE, E.; LAIHO, O.; NOROKORPI, Y. Diversity-oriented silviculture in the Boreal Zone of Europe. **Forest Ecology and Management**, v. 118, n. 1-3, p. 223-243, 1999.

LASDON, L. S.; FOX, R. L.; RATNER, M. W. Nonlinear optimization using the generalized reduced gradient method. **Recherche opérationnelle**, v. 3, n. 8, p. 73-103, 1974.

LEE, H. T.; CHEN, S. H.; KANG, H. Y. A study of generalized reduced gradient method with different search directions. **Metering Management Journal**, v. 1, n.1, p.25-38, 2004.

MAGNUSSON, W. E.; DE LIMA, O. P.; REIS, F. Q.; HIGUCHI, N.; RAMOS, J. F. Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. **Forest Ecology and Management**, v. 113, n.1, p. 67-74, 1999.

MARTINELLI, G.; MORAES, M.A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100p.

MASON, W. L. Implementing continuous cover forestry in planted forests: Experience with sitka spruce (*Picea sitchensis*) in the British Isles. **Forests**, v. 6, n. 4, p. 879-902, 2015.

MITANI, Y., LINDHJEM, H. Forest owners' participation in voluntary biodiversity conservation: What does it take to forgo forestry for eternity? **Land Economics**, v. 91, n. 2, p. 235-251, 2015.

NYLAND, R.D. Diameter-limit cutting and silviculture: a comparison of long-term yields and values for uneven-aged sugar maple stands. **Northern Journal of Applied Forestry**, v. 21, n. 1, p. 1-6, 2005.

NUTTO, L. Manejo do crescimento diamétrica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Baseado na árvore individual. **Ciência Florestal**, v. 11, p. 9-25, 2001.

ORELLANA, E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados por modelos de árvore individual em um fragmento de Floresta com Araucária**. 154 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

PALUDO, G. F. et al. Estrutura demográfica e padrão espacial de uma população natural de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) em Santa Catarina. **Revista Árvore**, v.33, n.6, p.1109-1121, 2009.

PALUDO, G. F.; MANTOVANI, A.; REIS, M. S. Regeneração de uma população natural de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). **Revista Árvore**, v. 35, n. 5, p. 1107-1119, out. 2011

PARK, A.; JUSTINIANO, M. ; TODD, J.; FREDERICKSEN, S. Natural regeneration and environmental relationships of tree species in logging gaps in a Bolivian tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 217, n. 2-3, p.147-157, 2005.

PÉLLICO NETTO, S.; ORELLANA, E.; LIMA, R.; FIGUEIREDO FILHO, A. Comportamento probabilístico dos raios das sextas árvores no método de Prodan e estimativas dos parâmetros dendrométricos para *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze nativa. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 96, p. 517-524, 2012.

POMMERENING, A. Transformation to continuous cover forestry in a changing environment. **Forest Ecology and Management**, v. 224, n.3, p.227-228, 2006.

PUKKALA, T. Plenterwald, dauerwald, or clearcut? **Forest Policy and Economics**, v. 62, p. 125-134, 2016.

PUKKALA, T.; LÄHDE, E.; LAIHO, O. Optimizing the structure and management of uneven-sized stands of Finland. **Forestry**, v. 83, n. 2, p. 129-142, 2010.

RÄMÖ, J. TAHVONEN, O. Economics of harvesting uneven-aged forest stands in Fennoscandia. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 29, n. 8, p.777-792, 2014.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p.1141-1153, 2009.

ROSOT, M. A. D. Manejo florestal de uso múltiplo: uma alternativa contra a extinção da Floresta com Araucária? **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 55, p. 75-85, 2007.

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P.; RODRIGUES, A. L. Floresta com Araucária e suas transições. In: **Floresta com Araucária e suas transições: Pesquisas Ecológicas de Longa Duração**. 1ed. Curitiba: Multi-Graphic, 2014. p. 17-32.

SANQUETTA, C. R. ARAUSIS: Sistema de simulação para manejo sustentável de florestas de Araucária. **Floresta**, v. 29, n. 12, 1999.

SANQUETTA, C. R.; MATTEI, E. **Perspectivas de recuperação e manejo sustentável das Florestas de Araucária**. Curitiba: Multigraph, 2006. 264p.

SCHULZE, M.; GROGAN, J.; LANDIS, R. M.; VIDAL, E. How rare is too rare to harvest?: Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p.1443-1457, 2008.

SCHWARTZ, G.; LOPES, J. C.; KANASHIRO, M.; MOHREN, G. M.; PEÑA-CLAROS, M. Disturbance level determines the regeneration of commercial tree species in the eastern Amazon. **Biotropica**, v. 42, n. 2, p. 148-156, 2014.

SECRETARIA DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO – SEAP. **Preços florestais**. Curitiba: Estado do Paraná, 2015a. Disponível em: <<http://www.agricultura.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=129>> Acesso em: 20 jan. 2016.

SECRETARIA DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO – SEAP. **Preços médios de terras agrícolas**: detalhamento por característica e município de 2005 a 2015 em reais por hectare. Curitiba: Estado do Paraná, 2015b. Disponível em: <http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/terras_pdf_publicacao.pdf> Acesso em 20 jan. 2016.

SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 243, p. 199–209, 2007.

SIST, P.; FIMBEL, R.; SHEIL, D.; NASI, R.; CHEVALLIER M. H. Towards sustainable management of mixed dipterocarp forests of South-east Asia: moving beyond minimum diameter cutting limits. **Environmental Conservation**, v. 30, p. 364-374, 2003.

SHARMA, R.; GLEMMESTAD, B. On generalized reduced gradient method with multi-start and self-optimizing control structure for gas lift allocation optimization. **Journal of Process Control**, v. 23, p. 1129-1140, 2013.

SMITH, R. G. B.; NICHOLS, J. D.; VANCLAY, J. K. Dynamics of tree diversity in undisturbed and logged subtropical rainforest in Australia. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 2447–2463, 2005.

SMITH, R.G.B.; NICHOLS, J.D. Patterns of basal area increment, mortality and recruitment were related to logging intensity in subtropical rainforest in Australia over 35 years. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1–3, p. 319-328, 2005.

SONG, N., AGUILAR, F.X., BUTLER, B.J. Conservation easements and management by family forest owners: A propensity score matching approach with multi-imputations of survey data. **Forest Science**, v. 60, n.2, p. 298-307, 2014.

SONG, X.-Z.; LI, D.-S.; XIAO, W.-F.; LI, X.-Y. Study on logging gaps regeneration in secondary broad-leaved forest in Changbai Mountain. **Forest Research**, v. 20 n. 3, p. 302-306, 2007.

SOUZA, A. F.; FORGIARINI, C.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Regeneration patterns of a long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica**, v. 34, p. 221-232, 2008.

SWAINE, M. D.; AGYEMAN, V. K. Enhanced tree recruitment following logging in two forest reserves in Ghana. **Biotropica**, v. 40, n. 30, p.370-374, 2008.

TAHVONEN, O. Economics of rotation and thinning revisited: the optimality of clearcuts versus continuous cover forestry. **Forest Policy and Economics**, v. 62, p. 88-94, 2016.

TAHVONEN, O. Optimal structure and development of uneven-aged Norway spruce forests. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 41, p. 2389-2402, 2011.

TAHVONEN, O.; PUKKALA, T.; LAIHO, O.; LÄHDE, E.; NIINIMÄKI, S. Optimal management of uneven-aged Norway spruce stands. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 1, p.106-115, 2010.

TRASOBARES, A.; PUKKALA, T. Optimising the management of uneven-aged *Pinus sylvestris* L. and *Pinus nigra* Arn. mixed stands in Catalonia, north-east Spain. **Annals of Forest Science**, v. 61, p. 747-758, 2004.

VALENTE, T.P.; NEGRELLE, R.R.B.; SANQUETTA, C.R. Regeneration of *Araucaria angustifolia* in three physiognomies of a Mixed Ombrophilous Forest fragment. **Iheringia - Serie Botanica**, v. 65, n.1, p. 17-24, 2010.

VIEIRA, T. **Viabilidade econômica da cultura de erva-mate (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.) em áreas de reserva legal no Paraná**. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, 2012.

VITALE, V.; MIRANDA, G. M. Análise comparativa da viabilidade econômica de plantios de *Pinus taeda* e *Eucalyptus dunnii* na região Centro-Sul do Paraná. **Floresta**, v. 40, n. 3, p.469-476, 2010.

ZHU, J.-J., MATSUZAKI, T., LEE, F.-Q., GONDA, Y. Effect of gap size created by thinning on seedling emergency, survival and establishment in a coastal pine forest. **Forest Ecology and Management**, v. 182, n.1-3, p. 339-354, 2003.

CONCLUSÕES GERAIS E RECOMENDAÇÕES

A araucária é o elemento mais característico da Floresta Ombrófila Mista. Em razão de sua abundância e grande valor comercial de sua madeira, a espécie esteve sujeita a um intenso processo de exploração, ocorrendo grande redução em sua população original, que hoje encontra-se distribuída predominantemente em pequenos fragmentos, em sua maior parte em propriedades rurais privadas.

Visando coibir a exploração predatória da espécie e sua consequente extinção, medidas legais foram tomadas, impedindo o seu manejo. Porém, mesmo décadas após essas determinações, a araucária continua sob ameaça, pois há perde de interesse por parte dos proprietários rurais em sua conservação, que veem a espécie e a floresta como um empecilho à práticas econômicas rentáveis, como a agricultura e a pecuária, uma vez que não há valor agregado à grande parte dos recursos florestais, incluindo a araucária.

Portanto, entender o comportamento da araucária em seu ambiente natural não só subsidia a compreensão de suas características ecológicas, mas também serve de base para estratégias de manejo florestal, que podem valorar economicamente esse recurso, favorecendo a sua conservação. Dentro desse contexto que este trabalho foi desenvolvido, visando identificar padrões de desenvolvimento da araucária, que pudessem gerar informações apropriadas ao seu manejo sustentável.

O estudo da espécie em ambientes naturais, com diferentes condições e por um período de tempo razoável, como feito neste trabalho, evidenciou algumas características da espécie, que são elencadas a seguir.

Dinâmica Demográfica

A análise da dinâmica demográfica da araucária, com enfoque dado neste trabalho às taxas de mortalidade e recrutamento, indica que a espécie apresenta sensibilidade a ambientes com elevada densidade ou estocados. Exemplo disso são as parcelas 3 e 5, que estão entre as com maiores área basal, e onde as taxas de mortalidade foram significativamente superiores que o recrutamento. Por outro lado, nas parcelas 1, 2 e 6, que são as com menor área basal, foi onde a espécie apresentou as maiores taxas de recrutamento. Tais condições corroboram com o

modelo do losango, proposto para representar a dinâmica das coníferas no hemisfério sul. Segundo o modelo, as coníferas assumem característica pioneira, ocupando ambientes geralmente após distúrbios, como fogo ou aberturas de clareiras, onde desenvolvem-se formando *cohorts*. Na sequência a regeneração da conífera dominante tende a ser suprimida por *cohorts* sucessivas de espécies folhosas, que tendem a dominar o ambiente, à medida que os indivíduos dominantes de coníferas vão morrendo e sua regeneração não é expressiva o suficiente para garantir o caráter dominante da população. Entretanto, a capacidade de regeneração e desenvolvimento da espécie à sombra é reconhecida, uma vez que essa é capaz de gerar banco de plântulas e permanecer no sobosque por longos períodos, até que haja abertura e ela possa chegar ao dossel. Porém, esse processo é mais lento e custoso, facilitando a mortalidade de grande número de indivíduos, quando comparado ao desenvolvimento da espécie em ambientes mais livres, em que seu desenvolvimento tende a ser favorecido.

Crescimento

Semelhante ao observado em relação ao recrutamento, o incremento de araucária tende a ser favorecido em ambientes com menor grau de ocupação. Quando considerado os indivíduos mensurados nas parcelas, o incremento apresenta tendência direta em relação ao tamanho dos indivíduos, porém ao considerar o incremento em indivíduos centenários por meio de dendrocronologia, o incremento tende a ser inverso ao tamanho. Essa diferenciação pode estar atribuída aos diferentes momentos de crescimento experimentados pelos indivíduos das parcelas e centenários, uma vez que os menores indivíduos presentes atualmente nas parcelas estão geralmente sujeitos à maior competição, enquanto o crescimento inicial dos indivíduos centenários ocorreu há séculos, possivelmente em condições mais favoráveis. As análises indicaram também que há presença de autocorrelação temporal no crescimento de araucária, o que implica que os indivíduos com rápido crescimento inicial tendem a se manterem bem sucedidos ao longo de toda sua vida. A estabilização do incremento em diâmetro de araucária em florestas naturais pode ocorrer em classes diamétricas grandes.

Simulações de manejo

Embora seja possível à araucária ter seu incremento estabilizado em classes diamétricas maiores, a classe de 50-60 cm apresenta destaque na população, uma vez que é aquela com maior incremento e menor mortalidade. Portanto, a remoção de indivíduos acima dessa classe, como recomendado pelas simulações, considerando-se a estrutura média da floresta analisada, permitiria recuperação satisfatória dos estoques removidos, garantindo a sustentabilidade do manejo. A partir dessa classe o incremento tende a ser menor e a mortalidade maior e, em conjunto com o maior custo de oportunidade dos grandes indivíduos, faz com que esses sejam preferencialmente indicados para remoção em situações que o Valor Presente Líquido da produção é maximizado.

As principais conclusões deste trabalho evidenciam alguns padrões essenciais à conservação e ao manejo sustentável das populações nativas de araucária. É evidente que o desenvolvimento inicial da espécie, no que tange ao recrutamento, é favorecido em áreas com menor densidade de indivíduos, assim como o seu incremento diamétrico posterior. Essa constatação é importante, pois considerando que grande parte dos remanescentes da FOM encontram-se no estágio inicial e secundário de sucessão, há um grande potencial regenerativo da espécie nesses ambientes. Entretanto, considerando que a grande maioria dos remanescentes encontra-se em imóveis rurais privados, deve-se fomentar o interesse do proprietário rural em promover a regeneração da espécie e conservação de seus remanescentes. A estratégia mais eficaz para atingir esse objetivo não está em uma legislação proibitiva, mas sim na valoração do recurso florestal, que pode ser desencadeada pelo manejo sustentável.

Este trabalho demonstra que é possível retorno financeiro considerável por meio do manejo de florestas secundárias de araucária, sendo essas inclusive preferíveis para intervenções controladas, uma vez que florestas em estágios avançados de sucessão apresentam limitações ao incremento e recrutamento da espécie. Em estágios avançados de sucessão, a regeneração da araucária tende a se concentrar em clareiras, dependente de distúrbios naturais.

Portanto, a promoção do manejo sustentável da araucária nos remanescentes em estágio inicial e secundário, ao gerar renda ao proprietário rural, despertará seu

interesse pela preservação desse recurso, que passa a ter a conotação de um bem com valor agregado. A araucária constitui-se em um bem cujo potencial de utilização é amplamente reconhecido, seja do ponto de vista tecnológico em relação ao seu beneficiamento pela indústria florestal, ou por sua qualidade como produto. Portanto, o restabelecimento de um mercado em torno da espécie, outrora pulsante e base da economia sulista, não apresentará grandes desafios e virá suprir também parte da demanda por recursos florestais, continuamente em ascensão.

Contudo, a exploração da espécie deverá seguir os pressupostos do manejo sustentável, que são amplamente reconhecidos, difundidos e estudados pela ciência florestal. Dentre os inúmeros métodos e estratégias de manejo aplicáveis à araucária, o método aqui apresentado, que visa a otimização da produção florestal por meio de desbastes que maximizam o incremento ao longo de ciclos de corte, demonstra grande potencial. O método promove poucas alterações na estrutura geral da floresta, adequando-se à estruturas diferenciadas, permitindo a existência de cobertura florestal contínua, resultando em baixos impactos à comunidade remanescente, o que permitirá sua recuperação satisfatória.

Estratégias de manejo como esta apresentada, associadas às práticas de exploração de impacto reduzido, poderão promover a sustentabilidade do manejo da araucária, proporcionando ainda benefícios socioeconômicos às comunidades rurais no âmbito da FOM, que atuarão como agentes promotores na conservação da espécie. É indispensável que a abordagem da conservação por meio do manejo seja considerada pelos legisladores, pois a simples coerção legal não tem sido eficaz para a conservação dos remanescentes florestais e da araucária. A floresta apresenta um papel social que precisa ser desempenhado para que haja equilíbrio nas relações entre homem e ambiente.

Com base nas constatações deste trabalho faz-se as seguintes recomendações:

- Continuidade do monitoramento de parcelas permanentes em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista para aprimoramento das estimativas de taxas de mortalidade, recrutamento e incremento da comunidade arbórea e da araucária;
- Desenvolvimento de pesquisas envolvendo a regeneração natural da araucária em diferentes ambientes, visando complementar a compreensão do processo de

recrutamento e demais parâmetros demográficos das populações nativas da espécie;

- Complemento dos estudos dendrocronológicos de araucária, com intensificação do processo de amostragem e estratificação de indivíduos amostrados em razão dos locais de coleta, visando estimativas mais robustas dos padrões de crescimento da espécie em diferentes situações. A relação do crescimento de araucária com variáveis meteorológicas deverá ser investigada e estudos ecofisiológicos com base em isótopos estáveis de carbono poderão ser desenvolvidos visando identificar o potencial e limitações ao crescimento da espécie ante as mudanças ambientais globais;

- Desenvolvimento de experimentos de campo que contemplem estratégias de manejo da araucária, visando à obtenção de resultados reais sobre a produção e recuperação da floresta após intervenções;

- Estabelecimento de consultas públicas junto a proprietários rurais e instituições visando gerar subsídios ao desenvolvimento de políticas públicas e leis favoráveis ao manejo florestal na FOM, considerando a importância de tal prática na conservação dos recursos florestais.